

ENVIRONMENTAL DIAGNOSIS OF THE LOWER-MIDDLE BASIN OF THE SANTA BÁRBARA STREAM (GUALEGUAYCHÚ, ENTRE RÍOS)

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE LA CUENCA MEDIA-BAJA DEL ARROYO SANTA BÁRBARA (GUALEGUAYCHÚ, ENTRE RÍOS)

Ivan Juárez^{1,2}, Melina Celeste Crettaz Minaglia^{1,3*}, Diamela Gianello^{1,4}, María Soledad Rodríguez^{1,5}, Florencia San Millán¹, Eduardo Chaves¹ & Ricardo Ariel Juárez¹.

¹Laboratorio de Indicadores Biológicos y Gestión Ambiental de Calidad de Agua (IBGA), Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad Autónoma de Entre Ríos. Rocamora 117, Gualeguaychú, Entre Ríos.

²Centro de Investigación y Desarrollo en Criotecología de Alimentos (CIDCA), CONICET La Plata, UNLP. Calle 47 y 117, La Plata, Buenos Aires.

³Laboratorio de Toxicología General, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata. 48 y 115, La Plata, Buenos Aires.

⁴Grupo de Ecología de Sistemas Acuáticos a escala de Paisaje (GESAP), Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medio Ambiente, (INIBIOMA), UNComahue-CONICET. Quintral 1250, San Carlos de Bariloche, Río Negro.

⁵Unidad Ejecutora de Investigaciones en Producción Animal (INPA), UBA-CONICET, Buenos Aires.

*cretta.melina@uader.edu.ar

ABSTRACT. The river systems have been subjected to strong anthropogenic pressure due to unplanned intervention leading to the loss of water sources. In particular, the Pampas ecoregion is one of the most impacted areas in Argentina due to the intense activities of the primary sector. The objective of this work was to diagnose the state of a Pampean stream and propose environmental management measures using biological assemblages as a tool. The study area is located Southeast of Entre Ríos, in the lower-middle basin of the Santa Bárbara Stream. Sampling was carried out between 2012-2013 (n=12) at three stations and physical-chemical parameters were measured, samples of benthic macroinvertebrate were collected, and riverbank quality was determined. In addition, the QGIS Software was used to characterize the basin morphometrically. Water quality showed signs of stationary pollution, possibly due to watershed activities. The banks were identified as strategic areas for the conservation of diversity, surface water quality and soil. The application of different tools for the analysis of environmental quality allowed to obtain a better approximation regarding the state of the stream and to project the different scenarios of the behavior of the micro basin. This work was a contribution of relevance to the knowledge of the tributaries of the River Gualeguaychú.

KEY WORDS. Macroinvertebrates. Riverbank. Superficial Water. Livestock. Farming.

RESUMEN. Los sistemas fluviales han estado sometidos a una fuerte presión antrópica debido a la intervención no planificada generando la pérdida de fuentes de agua. En particular, la ecorregión pampeana es una de las áreas más impactadas de Argentina por las intensas actividades del sector primario. El objetivo de este trabajo fue diagnosticar el estado ambiental de un arroyo pampeano. El área de estudio se ubica al sureste de Entre Ríos, en la cuenca media-baja del arroyo Santa Bárbara. Se realizaron muestreos entre 2012-2013 (n=12), en tres estaciones, y se midieron parámetros físico-químicos, se colectaron muestras de macroinvertebrados bentónicos y se determinó la calidad de las riberas. Además, se utilizó el Software QGIS para caracterizar morfométricamente la cuenca. La calidad de agua presentó indicios de contaminación estacionaria, posiblemente debido a las actividades de la cuenca. Se identificaron a las riberas como

zonas estratégicas para la conservación de la diversidad, calidad del agua superficial y del suelo. La aplicación de distintas herramientas para el análisis de calidad ambiental permitió obtener una mejor aproximación respecto al estado del arroyo y proyectar los distintos escenarios del comportamiento de la microcuenca. Este trabajo significó un aporte de relevancia al conocimiento de los tributarios del río Gualeguaychú.

PALABRAS CLAVES. Macroinvertebrados. Ribera. Agua superficial. Ganadería. Agricultura.

Recibido: 10 de febrero de 2018

Aceptado: 27 de abril de 2018

INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso fundamental para el desarrollo de la vida que contribuye a la estabilidad del funcionamiento del entorno y de los organismos que en él habitan (FUSDA, 2008). En todo análisis sistémico del territorio y el ambiente, el recurso hídrico constituye un elemento clave, ya sea como parte de otros elementos físicos o como parte de una gama amplia de recursos naturales presentes en los ecosistemas (Ruíz de Galarreta *et al.*, 2010). Además, adquiere un valor económico, siendo su disponibilidad en cantidad, calidad y servicio asegurada por medio de inversiones en infraestructura y costos de tratamiento y gestión (Guerrero *et al.*, 2008).

El diagnóstico de calidad del agua superficial es una herramienta significativa en la planificación del territorio ya que permite, el establecimiento de medidas para minimizar el estado de degradación ambiental y mejorar la calidad de vida de la población asociada (Salvioli *et al.*, 2012) a través de la gestión ambiental, siendo necesaria la implementación de métodos rápidos y económicos (Gómez-Marín *et al.*, 2007). Para ello, el abordaje del estudio de los cuerpos de agua puede realizarse a distintos niveles (Dourojeanni, 2005; Gaspari, *et al.*, 2013). Uno de ellos, es a nivel de cuencas, las cuales constituyen un área en donde interdependen e interactúan, en un proceso permanente y dinámico, el agua con los sistemas físico y biótico (Dourojeanni, *et al.*, 2002). Asimismo, la calidad del agua de un ecosistema acuático puede ser evaluada mediante la medición de parámetros físico-químicos y, también, a través del análisis de sus ensambles biológicos. Los pri-

INTRODUCTION

Water is a fundamental resource for the development of life forms that contribute to the stable functioning of the entourage and organisms that live in it (FUSDA, 2008). In every systemic analysis of the territory and environment, this hydric resource constitutes a key element which could be a part of other physical elements or of an ample range of natural resources present in ecosystems (Ruíz de Galarreta *et al.*, 2010). Moreover hydric resources acquire an economic value as their availability in quantity, quality and service is assured through investments in infrastructure treatment and management costs (Guerrero *et al.*, 2008).

The diagnosis of the quality of superficial water is a significant tool in the planning of the territory as it allows the establishment of measures to minimize the state of environmental degradation and improve the quality of life of the associated population (Salvioli *et al.*, 2012) through environmental management as the implementation of fast and economic methods is necessary (Gómez-Marín *et al.*, 2007). For this, the approach to the study of water bodies can be carried out at different levels (Dourojeanni, 2005; Gaspari, *et al.*, 2013). One such branch of study is the level of the basin which constitutes an area where the water and the physical and biotic systems interact in a permanent and dynamic process (Dourojeanni, *et al.*, 2002). As such, the water quality of an aquatic ecosystem can be evaluated through the measuring of physical-chemical parameters and, also, through the analysis of its biological assemblages. The first, being integrated into the identification of the sources or anthropic activities supplies extensive information on the nature of the chemical components in the water and its physical

meros, siendo integrados a la identificación de las fuentes o actividades antrópicas, brindan información extensa de la naturaleza de los componentes químicos en el agua y sus propiedades físicas, pero no de los sucesos temporales que afectan a la vida acuática; los segundos permiten obtener información temporal del estado del ecosistema y, de este modo, gestionar su conservación o recuperación (Juárez *et al.*, 2016). De esta manera, los organismos vivos se utilizan como un reflejo de los cambios químicos y físicos que las diferentes actividades humanas inducen, siendo considerados un complemento a los análisis químicos tradicionales (Oscóz, *et al.*, 2006). Respecto a los ensambles biológicos, uno de los más utilizados es el de macroinvertebrados. Algunas de las ventajas de su utilización son la presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales, lo cual facilita la realización de estudios comparativos; su naturaleza sedentaria; que los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras se pueden realizar con equipos simples y de bajo costo; y existe disponibilidad de métodos e índices para análisis de datos que han sido validados en diferentes partes del mundo (Barbour *et al.*, 1999; Rosenberg & Resh 1993 apud Figueroa *et al.* 2003). Además, estos representan un importante eslabón en la red trófica (Allan & Castillo, 2007). En este sentido, en la mayoría de los estudios realizados en ríos de Sudamérica, se han utilizado como herramienta para el diagnóstico de la calidad del agua, sin tener en cuenta el papel trófico y otros aspectos ecológicos y funcionales (Greathouse & Pringle, 2006).

Argentina no escapa a las problemáticas mundiales en lo que se refiere al deterioro de los cuerpos de agua. Actualmente en el país, existen 14 organismos de cuencas (Gaspari *et al.*, 2013), entre los que se pueden mencionar la Autoridad de Cuenca del río Matanza Riachuelo y Comité Regional del Río Bermejo. Esto evidencia un creciente interés por la gestión y conservación de los recursos hídricos en el país, aunque parece ser insuficiente debido a la gran extensión y a los innumerables cursos de agua que posee la Argentina. Particularmente, los cuerpos de agua dulce de la región pampeana se encuentran impactados debido a las intensas actividades antrópicas que allí se desarrollan (Viglizzo *et al.*, 2006). Esta región ha experimentado una notable intensificación del uso del suelo, expansión de la frontera agrícola e incrementos en la escala de producción (Manchado, 2010). El crecimiento

properties, but not of the temporal occurrences that affect aquatic life. The physical properties allow the obtaining of temporal information on the state of the ecosystem and, in this way, of the management of its conservation or recuperation (Juárez *et al.*, 2016). Thus, living organisms are used as a reflection of the chemical and physical changes induced by different human activities and have been considered a complement to traditional chemical analysis (Oscóz, *et al.*, 2006). With regard to the biological assemblages, one of the most used is that of macroinvertebrates. Some of the advantages in their use are their presence in practically all of the continental aquatic systems which facilitates comparative studies; their sedentary nature; that their quantitative samples and their analysis can be made using simple and low cost equipment; methods and indices are available for the analysis of data that have been validated in different parts of the world (Barbour *et al.*, 1999; Rosenberg & Resh 1993 apud Figueroa *et al.* 2003). Moreover, these factors represent an important link in the trophic network (Allan & Castillo, 2007). In this sense, in most of the studies carried out in the rivers of South America, biological assemblages have been used as a tool for the diagnosis of water quality without considering the trophic role and other ecological and functional aspects (Greathouse & Pringle, 2006).

Argentina has not been left unaffected by the worldwide problem that is the deterioration of water bodies. Currently in the country there are 14 basin organisms (Gaspari *et al.*, 2013), among which one can mention the Authority of the Matanza Riachuelo River Basin and the Regional Committee of the Bermejo River. This shows growing interest for the management and conservation of the country's hydric resources even though the work appears to be insufficient owing to the great extent and countless water courses belonging to Argentina. Above all, the soft water bodies of the Pampean region are found impacted owing to the intense anthropic activity carried out here (Viglizzo *et al.*, 2006). This region has seen a notable intensification in soil use, expansion of the agricultural frontier and increase in production scale (Manchado, 2010). Technological growth was accompanied by a notable expansion in the agricultural frontier extending to diverse extra-Pampean zones. Also to be considered is the use of the agricultural-livestock rotation system in the Pampean region with the subsequent growth and intensification of farming activity towards marginal zones and confined environments, known as feedlots or corralled fattening (Oesterheld, 2008).

tecnológico fue acompañado por una expansión notable de la frontera agrícola hacia diversas zonas extra-pampeanas y por una agriculturización del sistema de rotación agrícola-ganadera en la región pampeana, con el consiguiente corrimiento e intensificación de la actividad ganadera hacia zonas marginales y hacia ambientes confinados, conocidos como *feedlots* o engorde a corral (Oesterheld, 2008).

La provincia de Entre Ríos tiene la particularidad de ser la provincia con mayor índice de agua per cápita de Argentina (Romero, 2013). Sin embargo, son escasos los trabajos relacionados a la gestión de las cuencas hídricas internas, pueden citarse los realizados por Duarte *et al.*, (2011) y Romero (2013) en donde se aborda la gestión de la cuenca del arroyo Feliciano.

El objetivo del presente trabajo fue realizar un diagnóstico ambiental y estudiar las variaciones espacio-temporales, con énfasis en la calidad del agua, de la cuenca media-baja del arroyo Santa Bárbara.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El arroyo Santa Bárbara se ubica al sur-este de la provincia de Entre Ríos (Argentina), en el distrito de Pehuajó Norte, departamento de Gualeguaychú. Se ubica en la ecorregión pampeana, subregión pampa mesopotámica; presenta un relieve ondulado y suaves colinas, con cursos de agua bien definidos y bordeados por bosques en galería (Bilenca & Miñarro, 2004). Su cauce principal posee una extensión de 8,2 km y su cuenca abarca 41 km² aproximadamente. En su entorno, se desarrollan actividades agrícolas – ganaderas fundamentalmente asociadas al cultivo de soja de primera y segunda, trigo, sorgo, maíz con rotación y ganadería extensiva (Crettaz-Minaglia *et al.*, 2014). La actividad ganadera es principalmente bovina de engorde extensiva, con una carga de 1 a 7 cabezas de ganado por hectárea. La alimentación consiste en pasturas y complementos como rollo y grano. El consumo de agua del ganado se realiza en el cauce principal de la cuenca.

El clima predominante corresponde al templado húmedo de llanura, sin situaciones extremas. El régimen térmico es templado, presentando una temperatura media anual de 17,9°C con una amplitud térmica de 13,3°C. La precipitación media anual asciende a 1100 mm (Paparotti & Gvozdeno-

The province of Entre Ríos is particular in being the province with the greatest incidence of per-capita water in Argentina (Romero, 2013). However, studies related to the management of internal hydric basins are scarce and those that can be cited have been carried out by Duarte *et al.*, (2011) and Romero (2013) and deal with the management of the basin of the Feliciano Stream.

The aim of the present work is an environmental diagnosis and study of the spatial-temporal variations with emphasis on water quality of the lower middle basin of the Santa Bárbara Stream.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The Santa Bárbara stream is located in the South East of the province of Entre Ríos (Argentina), in the district of Pehuajó Norte (North), department of Gualeguaychú. Its eco region is Pampean, and the sub region, mesopotamian Pampas with an undulating relief of soft hilly areas and well defined water courses bordered by gallery forests (Bilenca & Miñarro, 2004). Its principal channel has an extension of 8.2 km and its basin measures approximately 41 km². Around the stream, agricultural activity has developed – farming here is fundamentally associated with the cultivation of soy and secondly, wheat, sorgho, corn in rotation and also extensive livestock farming (Crettaz-Minaglia *et al.*, 2014). Livestock activity is principally bovine with extensive fattening with one to seven heads (of cattle) per hectare. Their feeding consists of grass complemented by clamps and grain. The water consumed by the livestock is from the principal basin of the stream.

The predominant climate is humid temperate of plains, without extreme situations. The thermal regime is temperate, presenting an average annual temperature of 17.9°C with a thermic amplitude of 13.3°C. Average annual rainfall reaches 1100 mm (Paparotti & Gvozdenovich, s.f.). Average annual wind speed is 8.8 km/h, indicating a regime of light winds with highs of 10.8 km/h in September and lows of 7.1 km/h in April (CEAMSE & INCOCIV, 2012), the NE being their predominant direction.

The basin has, in the higher terrains, soil with moderately good drainage that is profound and dark coloured, with a horizon that is dense argillic, clayey loam. It has a superficial medium runoff with a moderately slow permeability and with profound groundwater layers presenting light, hydric erosion with a high susceptibility towards the latter (INTA, 2005).

vich, s.f.). La velocidad del viento media anual es de 8,8 km/h, indicando un régimen de vientos leves, con máximas de 10,8 km/h en septiembre y mínimas de 7,1 km/h en abril (CEAMSE & INCOCIV, 2012) siendo NE la dirección predominante.

La cuenca posee, en los terrenos elevados, suelos con drenaje moderadamente bueno, profundos, de colores oscuros y con un horizonte argílico denso, arcilloso-limoso. Poseen un escurrimiento superficial medio con una permeabilidad moderadamente lenta y con capas freáticas profundas y presenta una erosión hídrica ligera y con alta susceptibilidad a la misma (INTA, 2005). Las riberas, presentan suelos profundos, imperfectamente drenados, de escurrimiento superficial muy lento y con permeabilidad lenta sin riesgo erosivo estando la capa freática a 1 m de profundidad (INTA, 2005).

El área de estudio (Fig. 1) se encuentra en la cuenca media-baja del arroyo Santa Bárbara (32°46'19.2" L.S.-58°36'28.5" L.O.). Abarca 1,5 km de extensión y se establecieron tres estaciones de muestreo equidistantes entre sí, a 0,7 km aproximadamente.

Morfometría e hidrología

La morfometría de la cuenca se realizó siguiendo a Gaspari *et al.*, (2013). Se calcularon los pará-

The banks have profound soil depths, are imperfectly drained, with a very slow superficial flow and slow permeability without erosive risk, the groundwater layer being 1 m in depth (INTA, 2005).

The study area (Fig. 1) is in the middle lower basin of the Santa Bárbara stream (32°46'19.2" L.S. 58°36'28.5" L.W.). It covers 1.5 km and has three sampling stations of equal distances of approximately 0.7 km between them.

Morphometry and hydrology

The morphometry of the basin was carried out following Gaspari *et al.*, (2013). The axial longitude (L_a) was calculated as were the perimeter (P), area (A) and average width (A_p) using QGIS Software (Quantum GIS v 2.2.0) and Google Earth © (2014). Thus the factor of the Gravenius form (IF) was calculated to calculate the runoff grade through the equation $IF = A_p / L_a$ (Londoño-Arango, 2001; Gaspari *et al.*, 2013) and the coefficient of the compassy of Gravenius (K_c) to know the risk of growth spurts with the equation $K_c = 0.2821 * (P / \sqrt{A})$ (Londoño-Arango, 2001). Moreover, the parameters of the topography and of drainage were calculated with the QGIS Software QGIS. For the latter the drainage density was calculated ($Dd = \sum n_i = n L_n / A$ expressed in km/km^2), drainage longitude (L_n), longitude of the principal course (L),



Figure 1. Study area of the Santa Bárbara stream with its drainage network. Scale: 1:70000. Graphics by author with data from QGIS (Quantum GIS v 2.14.0).

Figura 1. Área de estudio y Cuenca arroyo Santa Bárbara con su red de drenaje. Escala: 1:70000. Elaboración propia con datos de QGIS (Quantum GIS v 2.14.0).

metros longitud axial (La), perímetro (P), área (A) y ancho promedio (Ap) utilizando el *Software* QGIS (Quantum GIS v 2.2.0) y Google Earth © (2014). Con estos se calcularon el factor de forma de Gravenius (IF) para conocer el grado de escurrimiento a través de la ecuación $IF=Ap/La$ (Londoño Arango, 2001; Gaspari *et al.*, 2013) y el coeficiente de compacidad de Gravenius (Kc) para conocer el riesgo de crecidas con la ecuación $Kc=0,2821*(P/\sqrt{A})$ (Londoño Arango, 2001). Además, se calcularon los parámetros de relieve con el *Software* QGIS y de drenaje. Para estos últimos, se calcularon la densidad de drenaje ($Dd=\sum ni=nLn/A$ expresada en km/km^2), longitud de drenaje (Ln), longitud del curso principal (L), pendiente media del cauce por el método de valores extremos ($Pm=(\Delta h/L)*100$) (Londoño Arango, 2001) y tiempo de concentración ($Tc=0,06628*(L^{0,77}/Pm^{0,385})$ expresado en horas (Gaspari *et al.*, 2013).

Complementariamente, se realizó la medición del caudal por el método del flotador de Sánchez *et al.* (2010) determinando, previamente, la sección transversal promedio del cauce y la velocidad de corriente. Adicionalmente, se registraron los datos de precipitaciones (Dirección de Hidráulica de En-

average slope of the channel by the method of extreme values ($Pm=(\Delta h/L)*100$) (Londoño-Arango, 2001) and time of concentration ($Tc=0.06628*(L^{0.77}/Pm^{0.385})$ expressed in hours (Gaspari *et al.*, 2013).

In addition to this, the flow was measured using the floater method of Sánchez *et al.* (2010) determining, previously, the transversal average of the flow and the velocity of the current. The information on rainfall was also registered (Dirección de Hidráulica de Entre Ríos, Hydraulic Direction of E.R).

Water quality

To study water quality, the stream was sampled from March to October 2012 ($n=6$) and from April to October 2013 ($n=6$) in the three established sampling stations (Fig. 1), during all of the climatic seasons except Summer when rainfall was abundant and impeded access to the study area. Parameters were studied in situ: water temperature, pH and electric conductivity (CE) with a multi-parametric measurer, Hanna HI991003, and dissolved oxygen (OD) using the Winckler method adapted for the field (Goyenola, 2007). Furthermore, water samples were taken to determine total phosphorus (PT) using the ammonium molybdate and total nitrogen (NT) method by macro-Kjeldahl. The chemical oxygen demand (COD; DQO

Table 1. Functional feeding group according to Cummins et al. (2005). MOPG= Coarse Particulate Organic Matter; MOPF= Fine Particulate Organic Matter.

Tabla 1. Grupos funcionales alimenticios de acuerdo a Cummins et al. (2005). MOPG=materia orgánica particulada gruesa; MOPF= materia orgánica particulada fina.

GF	Mecanismo de alimentación	Recursos alimenticios principales	Tamaño de partícula del alimento (mm)
T	Mastican detritos o tejido de plantas vasculares vivas o madera.	MOPG en descomposición de plantas vasculares o hidrófitas vivas.	> 1,0
CF	Consumen de suspensiones de partículas de la columna de agua.	MOPF en descomposición de detritos, algas, bacterias y heces.	0,01-1,0
CR	Consumen sedimentos o recogen partículas sueltas en áreas de deposición.	MOPF en descomposición de detritos, algas, bacterias y heces.	0,05-1,0
R	Pastorean las superficies de las rocas, maderas y plantas acuáticas.	Perifiton ligado a algas no filamentosas y detritos, microflora y fauna y heces.	0,01-1,0
D	Capturan o engullen presas o tejido e ingieren fluidos corporales.	Presas vivas	> 0,5

Table 2. Qualification of the Riparian Area Quality (ICR) according to Troitiño (2008) (Feijoo et al., 2010).}**Tabla 2.** Calificación del Índice de Calidad de Riberas (ICR) de acuerdo a Troitiño (2008). Fuente: Feijoo et al, 2010.

Atributo	Calificación
U	10 Conservado, Área protegida 9 Ganadería extensiva con baja carga animal 8 Ganadería extensiva con alta carga animal 7 Ganadería intensiva/engorde, pasturas Plurianuales 6 Ganadero agrícola 5 Agrícola ganadero 4 Agricultura conservacionista/cobertura permanente 3 Agricultura tradicional 2 Agricultura intensiva (horticultura, fruticultura) 1 Feed lot, pastoreo en pasturas muy degradadas
M	10 Conservación de biodiversidad/Área protegida 9 Conservación con uso recreativo ocasional 8 Uso y manejo controlados 7 Uso ocasional (recreativo) 6 Pastoreo controlado ocasional 5 Pastoreo ocasional no controlado 4 Pastoreo frecuente y aguada 3 Aguada controlada 2 Aguada degradada 1 Aguada permanente
C	10 Zona de reserva, área protegida (vegetación nativa) Cobertura 100% 9 Vegetación nativa + adventicia, altura > 2m 2 estratos 8 1,5m < Altura vegetación < 2m, colchón vegetal Colchón vegetal 7 1m < Altura vegetación < 1,5m, colchón vegetal 6 0,5m < Altura vegetación < 1m, algún sendero Cobertura 100% 5 0,3m < Altura vegetación < 0,5m, senderos varios 1 estrato 4 0,15m < Altura vegetación < 0,3m, escaso pisoteo Media densidad 3 0,15m < Altura vegetación < 0,3m, cobertura > 75% Cobertura < 100% 2 0,05m < Altura vegetación < 0,15m, 75% < cob < 50% 1 estrato 1 Altura < 0,05m, cobertura < 50% Baja densidad
I	10 100% del lecho del arroyo libre de sedimentos 9 90% del lecho del arroyo libre de sedimentos 8 80% del lecho libre de sedimentos 7 70% del lecho del arroyo libre de sedimentos 6 60% del lecho del arroyo libre de sedimentos 5 50% del lecho del arroyo libre de sedimentos 4 40% del lecho del arroyo libre de sedimentos 3 30% del lecho del arroyo libre de sedimentos 2 20% del lecho del arroyo libre de sedimentos 1 10% o menos del lecho del arroyo libre de sedimentos
F	10 Márgenes verticales sin terrazas 9 Márgenes verticales, pendiente muy Suave 8 Márgenes verticales, pendiente suave 7 Márgenes verticales, pendiente apreciable 6 Márgenes verticales, terrazas aluviales Conservadas 5 Márgenes segmentados en pocos sitios 4 Márgenes segmentados en muchos sitios 3 Márgenes profundamente segmentados 2 Márgenes aplanados, cauce poco profundo 1 Aplanado, cenagoso, pisoteado, sin límites Definidos
A	10 100% 9 90% de ancho suelo ribereño 8 80% de ancho suelo ribereño 7 70% de ancho suelo ribereño 6 60% de ancho suelo ribereño 5 50% de ancho suelo ribereño 4 40% de ancho suelo ribereño 3 30% de ancho suelo ribereño 2 20% de ancho suelo ribereño 1 10% o menos de ancho suelo ribereño
L	10 Área protegida, alambrada, señalizada y controlada 9 Alambrado continuo sin accesos/Agricultura con setos vivos 8 Alambrado continuo con accesos controlados 7 Alambrado continuo con accesos limitados 6 Límites netos, acceso difícil o poco probable, sin tránsito ribereño 5 Límites netos, acceso ocasional a las márgenes y al arroyo 4 Límites netos con accesos amplios, discontinuidad de márgenes 3 Límites algo difusos, con acceso y tránsito frecuente 2 Límites difusos, con accesos y tránsito permanente 1 Límites muy difusos, tránsito permanente, pasos y abrevaderos notables

tre Ríos).

Calidad de agua

Para conocer la calidad del agua, el arroyo fue muestreado de marzo a octubre de 2012 (n=6) y abril a octubre de 2013 (n=6) en las tres estaciones de muestreo establecidas (Fig. 1), abarcando todas las estaciones climáticas a excepción del verano, en donde las precipitaciones fueron abundantes impidiendo el acceso al área de estudio. Se midie-

in Spanish) was determined by the digestion method with potassium dichromate (APHA-AWWA-WWF, 1992). This parameter was made only in the year 2013.

Samples of benthic macro-invertebrates were taken, according to Darrigran *et al.* (2007). A net of benthos with an opening that measured 250 μ m was used and dragged along transects of 20 m, along the left, right and centre margins of each sampling station. The samples were washed with a sieve measuring 250 μ m

ron parámetros *in situ*: temperatura del agua, pH y conductividad eléctrica (CE) con medidor multiparamétrico Hanna HI991003 y oxígeno disuelto (OD) por método Winckler adaptado a campo (Goyenola, 2007). Además, se tomaron muestras de agua para determinar fósforo total (PT) por método de molibdato de amonio y nitrógeno total (NT) por macro-kjeldahl. Se determinó la demanda química de oxígeno (DQO) por el método de digestión con dicromato de potasio (APHA-AWWA-WFF, 1992), solo para el año 2013.

Para la toma de muestras de macroinvertebrados bentónicos, se siguió a Darrigran *et al.* (2007). Se utilizó una red de bentos de apertura de malla de 250 μm que fue arrastrada por transectas de 20 m, en la margen derecha, izquierda y centro de cada estación de muestreo. Las muestras fueron lavadas con un tamiz 250 μm de apertura de malla y luego teñidas con eritrocina B 0,4% m/m y se conservaron en etanol 70%. Los macroinvertebrados fueron identificados hasta el nivel de familia (Prat *et al.*, 2009) con Lupa Estereoscópica MOTIC con aumentos 10X y 30X utilizando las claves dicotómicas de Bouchard (2004) y Domínguez & Fernández (2009) y claves para órdenes específicos Domínguez *et al.* (1992) para Ephemeroptera, Collins *et al.* (2004) para Decapoda y Ramírez (2010) para Odonata. Fueron cuantificados solo organismos completos.

Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente utilizando los programas PAST (*Paleontological Statistic*) (Hammer *et al.*, 2001) y Microsoft Excel®. Se utilizó correlación lineal para establecer el grado de relación entre los nutrientes y las precipitaciones y se aplicó el índice de estado trófico de Carlson (1977). Para analizar los macroinvertebrados, se calculó la riqueza (S) o número de taxones y el número de individuos. Se aplicó el índice de diversidad de Shannon-Weaver (1949) (H'), se calculó la diversidad máxima esperada como $H'_{\text{max}} = \ln S$, la cual es alcanzada cuando todos los taxones están igualmente presentes (Pla, 2006). Se utilizó como índice de homogeneidad el cociente H'/H'_{max} , que será 1 si todas las especies que componen la comunidad tienen igual probabilidad de estar presentes (Pla, 2006). Además, se calculó el antilogaritmo de H' como $e^{H'}$ que indica el número de especies efectivas, es decir, el número de especies equiabundantes necesarias para alcanzar H' . Cuanto mayor sea la diferencia entre $e^{H'}$ y S, menos diverso será el ensamble (Pla, 2006). Por otro lado, se aplicó el índice de dominancia de Simpson (D) y

with an opening and then died with erythrocin B 0,4% m/m and conserved in a solution of 70% ethanol. The macro-invertebrates were identified even at family level (Prat *et al.*, 2009) with a Stereoscopic MOTIC Lense with 10X y 30X enlargements using the dichotomous keys of Bouchard (2004) and Domínguez & Fernández (2009) and keys for specific orders by Domínguez *et al.* (1992) for Ephemeroptera, Collins *et al.* (2004) for Decapoda and Ramírez (2010) for Odonata. Only complete organisms were quantified.

The data obtained was statistically analysed using the programmes PAST (*Paleontological Statistic*) (Hammer *et al.*, 2001) and Microsoft Excel®. Lineal correlation was used to establish the relationship grade between nutrients and the rainfall and the index of the trophic state (TSI) of Carlson (1977) was applied. To analyse the macro-invertebrates, richness (S) of the taxa was calculated or their number and the number of individuals. The diversity index of Shannon-Weaver (1949) (H') was applied, and the maximum expected diversity was calculated as $H'_{\text{max}} = \ln S$, which is reached when all of the taxa are equally present (Pla, 2006). The H'/H'_{max} quotient was used as a homogeneity index, which will be 1 if all the species of which the community is composed have an equal probability of being present (Pla, 2006). Furthermore, the antilogarithm of H' was calculated as $e^{H'}$ that indicates the number of effective species, which is the number of equi-abundant species needed to reach H' . The higher the difference is between $e^{H'}$ and S, less diverse will be the assemblage (Pla, 2006). On the other hand, the dominancy index of Simpson was applied (D) and $1/D$ was calculated as indicator of the number of dominating taxa. These calculations are the diversity numbers of Hill (1973) where $N_0 = S$; $N_1 = e^{H'}$ and $N_2 = 1/D$.

For study of the groups of alimentary functions (GFA), 5 groups were considered: shredder (T), filtering-collectors (CF), gathering-collectors (CR), scrapers (R) and predators (D) (Table 1; Cummins *et al.*, 2005). With the GFA, the following ecosystemic attributes were calculated (Cummins *et al.*, 2005): the autotrophy/heterotrophy index (P/R) as $R/(CF+CR+T)$; the granulated organic material content thick/thin (MOPG/MOPF) as $T/(CF+CR)$; MOPF index suspended or transported/deposited in the benthos (MOPFS/MOPFD) as CF/CR and the stability of the substratum as $R+(CF+CR+T)$.

To know water quality, the BMWP (Armitage *et al.*, 1983) and IBF (Hilsenhoff, 1988) indices were applied.

Riparian area quality

se calculó 1/D como indicador del número de taxones dominantes. Estos cálculos responden a los números de diversidad de Hill (1973) donde $N0=S$; $N1=e^H$ y $N2=1/D$.

Para el estudio de los grupos funcionales alimenticios (GFA), se consideraron 5 grupos: trituradores (T), colectores-filtradores (CF), colectores-recolectores (CR), raspadores (R) y depredadores (D) (Tabla 1; Cummins *et al.*, 2005). Con los GFA, se calcularon los siguientes atributos ecosistémicos (Cummins *et al.*, 2005): índice de autotrofia/heterotrofia (P/R) como $R/CF+CR+T$; índice materia orgánica particulada gruesa/fina (MOPG/MOPF) como $T/CF+CR$; índice MOPF suspendido o en transporte/depositado en el bentos (MOPFS/MOPFD) como CF/CR y la estabilidad del sustrato como $R+CF/CR+T$.

Para conocer la calidad del agua, se aplicaron los índices BMWP (Armitage *et al.*, 1983) e IBF (Hilsehoff, 1988).

Calidad de ribera

Se caracterizó la vegetación presente en el área de estudio mediante registro fotográfico recorriendo el margen del arroyo y utilizando claves dicotómicas. El índice de calidad de ribera (ICR, Tabla 2) fue calculado para cada estación de muestreo con la ecuación de Troitiño *et al.* (2010) considerando los siguientes atributos: uso de lotes adyacentes (U), cobertura vegetal (C), uso de margen (M), límites (L), ingresos (I), ancho del área ribereña (A) y forma del cauce (F). Los atributos fueron ponderados, sumados y luego, divididos por el número de atributos considerados.

RESULTADOS

Morfometría e hidrología

Los resultados morfométricos (Tabla 3) indican que la cuenca del arroyo Santa Bárbara presenta una forma oval redonda a oval oblonga, con una peligrosidad media hacia las crecidas. La cuenca posee una altura mínima de 16 m y una máxima de 51 m. Posee una densidad de drenaje baja, con un alto tiempo de retención de las precipitaciones y una pendiente media baja, con lo cual la rapidez de la corriente de los flujos superficiales es lenta. Además, tiene bajo riesgo erosivo y tiende a la deposición de materiales. En cuanto a la influencia de la pendiente sobre las propiedades físico-químicas y biológicas, el agua tiene baja turbulencia y, por lo tanto, menor oxigenación y una concentración baja de minerales. El modelo digital de elevación

The vegetation of the area was characterised through a photographic register along the borders of the stream using dichotomous keys. The index of the riparian area quality (ICR, Table 2) was calculated for each sampling season with the equation of Troitiño *et al.* (2010) considering the following attributes: use of adjacent lots (U), vegetal cover (C), use of border or margin (M), limits (L), in put (I), width of stream bank area (A) and form of channel (F). The attributes were pondered, summed up and then, divided by the number of considered attributes.

RESULTS

Morphometry and hydrology

The morphometric results (Table 3) indicate that the basin of the Santa Bárbara stream presents a rounded, oblong oval form with medium danger of rising. The basin has a minimum height of 16 m and a maximum of 51 m. It has a low drainage density with a high rainfall retention time and a medium low slope because of which the speed of the superficial flow's current is slow. Moreover, it has a low erosive risk and tends to deposit materials. As for the influence of the slope on the physical chemical and biological properties, the water here has low turbulence and, therefore, lower oxygenisation and low mineral concentration. The digital elevation model shows a basin with a slope-oriented NW – SE, with a higher tendency towards superficial runoff in the W – E sense.

On the other hand, the stream's channel presented an average of $0.28 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; being 0.31; 0.23 and $0.30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; in the seasons 1, 2 and 3 respectively. Accumulated rainfall in the sampling period between each sampling varied from 40 mm to 650 mm, the year 2012 being more abundant than the year 2013 with an average of 180 mm and 93 mm, respectively for each year.

Water quality

Table 4 shows the results of the physical chemical parameters of water. In general, differences were not found between seasons except in CE; in E1 the difference was less than in seasons 2 and 3. On the other hand, the concentrations of NT was higher during the year 2013 and an association between the NT and rainfall ($r=0.23$), was not established; however, between the PT and rainfall ($r=0.93$) a positive lineal correlation was observed. The index for the trophic state for the study area varied from mesotrophic (TSI=53) to hypereutrophic (TSI=98).

Twelve thousand twenty-one macro-invertebrates were collected in the study period distributed in 43

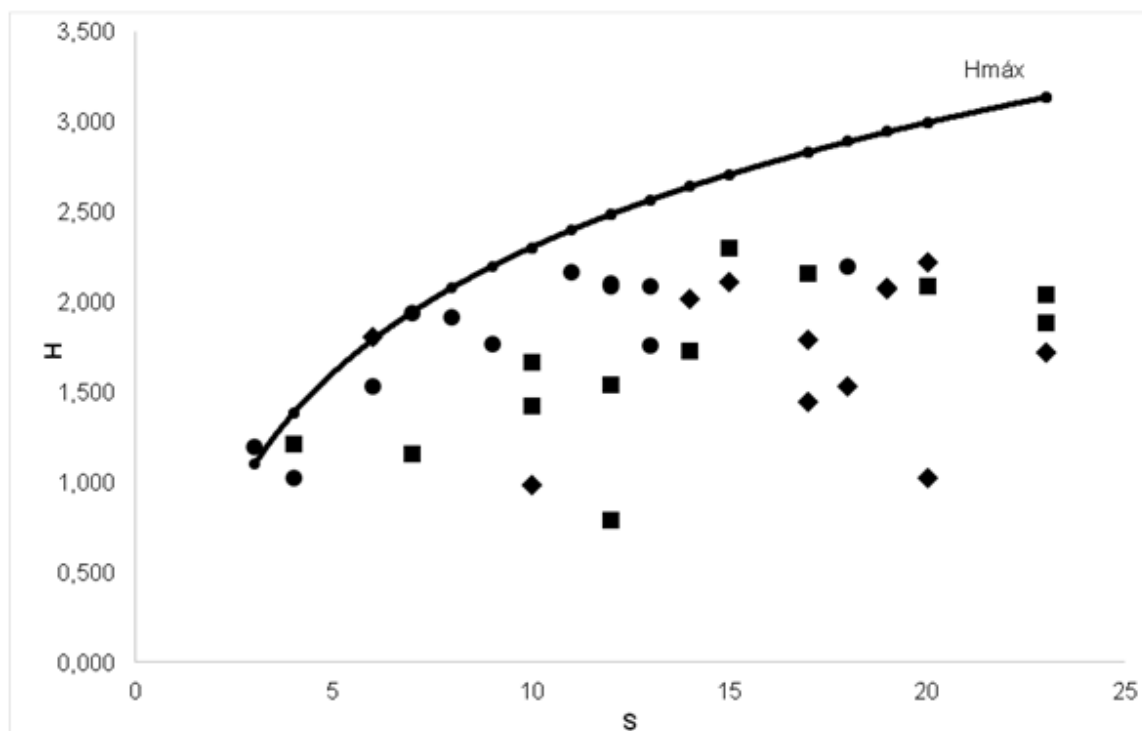


Figure 2. Diversity index (H') in function with the number of taxa (S) for season 1●; season 2■ and season 3◆. Graph of the logarithmic curve of the maximum expected diversity ($H'máx$).

Figura 2. Índice diversidad (H') en función del número de taxos (S) para la estación 1● estación 2■ y estación 3◆. Además, se graficó la curva logarítmica de la máxima diversidad esperada ($H'máx$).

Table 3. Form parameters of the basin of the Santa Bárbara Stream (A , P , La , Ap , IF and Kc) and of drainage ($Long$, Ln , Db , Tc y J).

Tabla 3. Parámetros de forma de la cuenca del arroyo Santa Bárbara (A , P , La , Ap , IF y Kc) y de drenaje ($Long$, Ln , Db , Tc y J).

A (km ²)	P (km)	La (km)	Ap (km)	IF	Kc
40,5	32,5	11,19	3,62	0,32	1,49
$Long$ (km)	Ln (km)	Db ((km.km ²) ⁻¹)	Tc	J (m.m ⁻¹)	
8,2	23,39	0,58	4,13	0,001	

muestra una cuenca con una pendiente con orientación NO – SE, con una mayor tendencia de escurrimiento superficial con sentido O – E.

Por otra parte, el caudal del arroyo presentó un promedio de 0,28 m³ s⁻¹; siendo en la estación 1, 2 y 3 de 0,31; 0,23 y 0,30 m³ s⁻¹; respectivamente. Las precipitaciones acumuladas durante el período de muestreo entre cada muestreo variaron de 40 mm a 650 mm, siendo en el año 2012 más abundantes que en el año 2013 con un promedio de 180 mm y 93 mm, respectivamente para cada año.

taxa (Table 5). In the year 2012, 6167 individuals were found distributed in 28 taxa, the most abundant being *Cochliopidae*, *Palaeomonidae* and *Caenidae* (62.44%). The average H index was 1.579 varying from 0.984 (E1, March) to 2.200 (E1, July), with a $Hmax$ average of 2.349 and an $H/Hmax=0.702$. The number of effective species (e^H or $N1$) average was 5.234 varying from 2.676 (E1, March) a 9.025 (E1, July) (Table 6). Simpson dominance index (D) had an average of 0.702 and the number of dominant families ($1/D$ or $N2$) was maintained around 1 (Table 6). With respect to

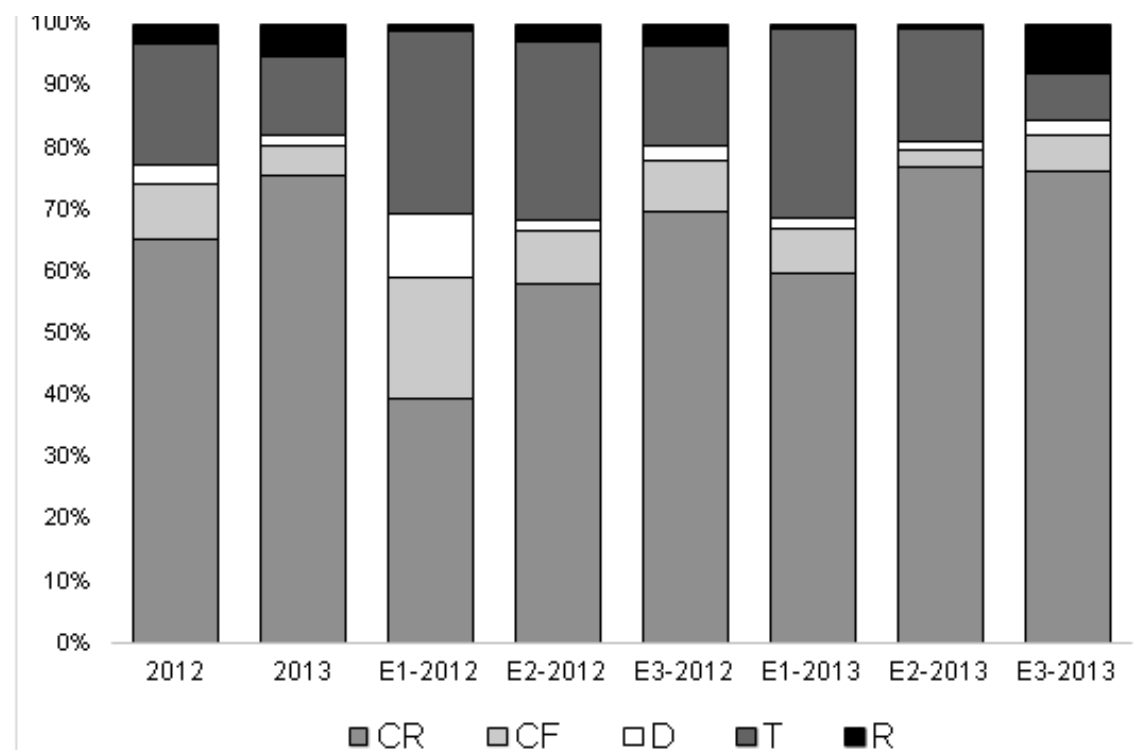


Figure 3. Functional feeding group of the macro-invertebrates for year and sampling season.

Figura 3. Grupos funcionales alimenticios de los macroinvertebrados por año y estación de muestreo.

Table 4. Principal statistics of the physical-chemical parameters analysed in the Santa Bárbara stream in the period 2012-2013.

Tabla 4. Principales estadísticos de los parámetros físico-químicos analizados en el arroyo Santa Bárbara durante 2012-2013.

Estación	Temp.	OD	pH	K	P.T.	N.T.	DQO
1	°C	mg.L ⁻¹		µS.cm ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mgO ₂ .L ⁻¹
Media	16.1	6.5	7.24	481	0.21	2.6	6.4
Mínimo	11.4	3.8	6.80	320	0.03	0.23	3.2
Máximo	22.1	8.6	7.62	583	0.88	5.3	8.6
Desviación estándar	±3.78	±1.6	±0.24	±83.0	±0.23	±1.9	±1.8
N	12	12	12	12	12	12	6
2							
Media	17.0	7.1	7.19	536	0.22	3.1	6.8
Mínimo	12.6	4.6	6.84	430	0.04	0.31	4.3
Máximo	22.7	9.0	7.73	588	1.04	6.2	11
Desviación estándar	±3.55	±1.6	±0.28	±53.2	±0.27	±2.2	±2.4
N	12	12	12	12	12	12	6
3							
Media	17.0	8.0	7.25	547	0.14	2.6	6.4
Mínimo	12.8	5.4	6.70	443	0.04	0.26	3.9
Máximo	24.0	9.8	7.90	592	0.23	5.9	10
Desviación estándar	±3.54	±1.6	±0.37	±51.4	±0.07	±2.1	±2.3
N	12	12	12	12	12	12	6

Calidad de agua

En la Tabla 4, se presentan los resultados de los parámetros físico-químicos de agua. En general, no se hallaron diferencias entre las estaciones excepto en la CE; en la E1 fue menor que en las estaciones 2 y 3. Por otro lado, las concentraciones NT fueron mayores durante el año 2013 y no se estableció asociación entre el NT y las precipitaciones ($r=0,23$), sin embargo, entre el PT y las precipitaciones ($r=0,93$) se observó correlación lineal positiva. El índice de estado trófico para el área de estudio varió de mesotrófico (TSI=53) a hipereutrófico (TSI=98).

Se colectaron 12021 macroinvertebrados bentónicos durante el período de estudio, distribuidos en 43 taxones (Tabla 5). En el año 2012, se encontraron 6167 individuos distribuidos en 28 taxones, siendo las más abundantes *Cochliopidae*, *Palaeomonidae* y *Caenidae* (62,44%). El índice H promedio fue de 1,579 variando de 0,984 (E1, marzo) a 2,200 (E1, julio), con un Hmáx promedio de 2,349 y una $H/Hmáx=0,702$. El número efectivo de especies (e^H o N1) promedio fue de 5,234 variando de 2,676 (E1, marzo) a 9,025 (E1, julio) (Tabla 6). La dominancia dada por el índice de Simpson (D) tuvo un promedio de 0,702 y el número de familias dominantes (1/D o N2) se mantuvo alrededor de 1 (Tabla 6). Respecto a los GFA, predominaron los CR (57,39%), seguido de T (17,12%), CF (8,03%), R (2,95%) y D (2,64%) (Fig. 3). Los atributos ecosistémicos indicaron un período en dónde prevalecen procesos heterotróficos (P/R) con un funcionamiento ripario normal (MOPG/MOPF) con bajo MOPF en suspensión (MOPFS/MOPFD) y baja estabilidad de los sustratos.

En el año 2013, se encontraron 5854 individuos distribuidos en 38 taxones (Tabla 5), siendo las más abundantes *Cochliopidae*, *Caenidae* y *Chironomidae* (65,97%). El índice H promedio fue de 1,896 variando de 0,789 (E2, junio) a 2,295 (E2, septiembre), con un Hmáx promedio de 2,610 y una $H/Hmáx=0,737$. El e^H promedio fue de 7,008 variando de 2,201 (E2, junio) a 9,924 (E2, septiembre) (Tabla 6). El índice D tuvo un promedio de 0,779 y 1/D se mantuvo alrededor de 1, ambos similares al año 2012 (Tabla 6). Respecto a los GFA, predominaron los CR (75,33%) incrementándose de modo importante respecto a 2012, seguido de T (12,73%), R (5,16%), CF (4,78%), y D (2,00%) (Fig. 3). Se observó un incremento de los R por aumento de la abundancia relativa de moluscos en un 5% aproximadamente respecto al año 2012. Los atributos ecosistémicos fueron similares

the GFA, the CR (57.39%) dominated, followed by T (17.12%), CF (8.03%), R (2.95%) and D (2.64%) (Fig. 3). The ecosystemic attributes indicate a period where heterotrophic processes (P/R) prevail with a normal riparian functioning (MOPG/MOPF) with low MOPF in suspension (MOPFS/MOPFD) and low stability of the substrata.

In the year 2013, 5854 individuals distributed in 38 taxa were found (Table 5), the most abundant being *Cochliopidae*, *Caenidae* and *Chironomidae* (65.97%). The average H index was 1.896 varying from 0.789 (E2, June) to 2.295 (E2, September), with an Hmax average of 2.610 and an $H/Hmax=0.737$. The e^H average was 7.008 varying from 2.201 (E2, June) to 9.924 (E2, September) (Table 6). The D index had an average of 0.779 and 1/D was maintained at around 1, both being similar in the year 2012 (Table 6). With respect to the GFA, the CR (75.33%) dominated again, increasing in a notable way with respect to 2012, followed by T (12.73%), R (5.16%), CF (4.78%), and D (2.00%) (Fig. 3). An increase was observed in the R for heightening the relative abundance of molluscs by approximately 5% with respect to the year 2012. The ecosystemic attributes were similar to the year 2012 except in the riparian functioning which was deficient.

In E1, 949 individuals were found distributed in 25 taxa (Table 5). The families *Cochliopidae*, *Aeglidae*, *Caenidae*, *Palaeomonidae* and *Sphaeriidae* were the most abundant (Table 5), representing 66.5% of the individuals. The average H index was 1.814 varying from 1.024 (in March 2012) to 2.200 (in July 2012), with an average Hmax of 2.157 and an $H/Hmax=0.841$ (Table 6; Fig. 2). The average e^H was 6.510 varying from 2.784 (in March 2012) to 9.025 (in July 2012). The D index had an average of 0.783 and 1/D was maintained around 1 (Table 6). With respect to the GFA, the CR predominated (48.47%), followed by T (29.71%), CF (14.12%), D (6.53%) and R (1.16%). A notable increase of the C-R and a decline of the C-F and D for the period 2012-2013 were seen (Fig. 3). The ecosystemic attributes indicated a period where heterotrophic processes (P/R) prevail with normal riparian functioning (MOPG/MOPF); low stability of the substrata and with a MOPF equilibrium in suspension and deposited (MOPFS/MOPFD) in 2012 and low MOPF in suspension in 2013.

In E2, 3922 individuals were found distributed in 37 taxa. The families *Cochliopidae*, *Caenidae* and *Palaeomonidae* were the most abundant (Table 5), representing 75.9% of the individuals. The average H index was 1.664 varying from 0.789 (in June 2013) to

Table 5. Taxonomic listing of macro-invertebrates and relative abundance of the taxa of the Santa Bárbara stream for sampling date and sampling season.**Tabla 5.** Listado taxonómico de macroinvertebrados y abundancia relativa de los taxones del arroyo Santa Bárbara por fecha de muestreo y por estación de muestreo

				2012													2013													Estaciones de muestreo			
Phylum	Clase	Orden	Familia	31-Mar	6-May	29-May	23-Jun	21-Jul	27-Oct	13-Apr	18-May	22-Jun	10-Aug	28-Sep	18-Oct	Total	E1	E2	E3														
Nematoda				0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0005	0.0000	0.0029	0.0017	0.0002	0.0010														
Annelida	Oligochaeta			0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0000	0.0007	0.0000	0.0004	0.0001	0.0041	0.0023	0.0083	0.0013	0.0062	0.0007														
	Hirudinea			0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0001														
Arthropoda	Chelicerata	Acarí	Acarí	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0002	0.0000	0.0004	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0009	0.0000	0.0003	0.0002														
			Enigma bryomorphs	0.0000	0.0000	0.0000	0.0102	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0103	0.0000	0.0000	0.0000	0.0103														
			Insecta	0.0000	0.0021	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0056	0.0002	0.0007	0.0009	0.0051	0.0032	0.0178	0.0000	0.0042	0.0136														
	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0009														
			Caenidae	0.0001	0.0017	0.0248	0.0155	0.0058	0.0003	0.0199	0.0012	0.0099	0.0073	0.0151	0.0049	0.1085	0.0095	0.0204	0.0765														
			Ephemeroidea	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0004	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0008	0.0004	0.0001	0.0001														
			Libellulidae	0.0000	0.0002	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0004	0.0002	0.0001	0.0002														
			Leptidae	0.0000	0.0013	0.0007	0.0031	0.0037	0.0000	0.0004	0.0007	0.0004	0.0001	0.0001	0.0001	0.0108	0.0037	0.0007	0.0062														
			Gomphidae	0.0003	0.0002	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0018	0.0008	0.0006	0.0004	0.0008	0.0001	0.0062	0.0004	0.0010	0.0038														
			n.l.	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0000	0.0002	0.0000														
			Belostomatidae	0.0000	0.0002	0.0000	0.0000	0.0002	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0006	0.0000	0.0002	0.0002														
			Gyrinidae	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0001														
			Dytiscidae	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0001														
			Hydrophilidae	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0002	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0010	0.0001	0.0004	0.0005														
			Elmidae	0.0007	0.0003	0.0006	0.0005	0.0035	0.0000	0.0003	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0002	0.0062	0.0004	0.0007	0.0052														
			Canabidae	0.0000	0.0003	0.0000	0.0000	0.0005	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0008	0.0002	0.0002	0.0004														
			Noteridae	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0002	0.0000	0.0000	0.0002														
			Diptera	0.0000	0.0005	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0005	0.0000	0.0005	0.0000														
			Ceratopogonidae	0.0000	0.0000	0.0000	0.0007	0.0007	0.0000	0.0003	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0002	0.0007	0.0011														
			Chironomidae	0.0000	0.0007	0.0000	0.0002	0.0001	0.0000	0.0001	0.0002	0.0002	0.0014	0.0031	0.0124	0.0312	0.0028	0.0135	0.0149														
			Simuliidae	0.0000	0.0001	0.0000	0.0009	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0010	0.0000	0.0001	0.0009														
			Thaumalidae	0.0000	0.0010	0.0084	0.0042	0.0017	0.0000	0.0037	0.0004	0.0008	0.0004	0.0067	0.0057	0.0330	0.0062	0.0052	0.0217														
			Glossomatidae	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0000	0.0002	0.0001														
			Oxytrichidae	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000														
			Akispicidae	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0001														
			n.l.	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0003	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0006	0.0000	0.0004	0.0001														
			Maxillopoda		Copepoda	0.0000	0.0001	0.0032	0.0094	0.0046	0.0000	0.0011	0.0000	0.0003	0.0032	0.0066	0.0047	0.0330	0.0039	0.0121	0.0171												
			Malacostraca	Decapoda	Palaeomonidae	0.0230	0.0235	0.0057	0.0055	0.0052	0.0005	0.0031	0.0040	0.0044	0.0032	0.0012	0.0002	0.0798	0.0081	0.0396	0.0319												
					Trichodactylidae	0.0000	0.0005	0.0000	0.0006	0.0012	0.0001	0.0005	0.0017	0.0002	0.0003	0.0000	0.0000	0.0061	0.0007	0.0012	0.0032												
					Aeglidae	0.0001	0.0013	0.0022	0.0044	0.0031	0.0000	0.0062	0.0022	0.0032	0.0052	0.0057	0.0014	0.0348	0.0106	0.0092	0.0315												
					Hyalellidae	0.0001	0.0022	0.0002	0.0002	0.0003	0.0000	0.0027	0.0000	0.0000	0.0000	0.0007	0.0002	0.0087	0.0002	0.0027	0.0037												
					Cladocera	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0003	0.0002	0.0008	0.0000	0.0001	0.0005												
			Mollusca	Gastropoda		Planorbidae	0.0004	0.0016	0.0009	0.0002	0.0007	0.0002	0.0002	0.0005	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0062	0.0002	0.0027	0.0022											
Cochliopidae	0.0839	0.1016				0.0200	0.0124	0.0379	0.0043	0.0946	0.0415	0.0532	0.0204	0.0130	0.0101	0.4930	0.0162	0.1877	0.2891														
Ampulicidae	0.0011	0.0037				0.0002	0.0002	0.0042	0.0003	0.0084	0.0047	0.0034	0.0033	0.0014	0.0016	0.0327	0.0002	0.0009	0.0315														
Myxostomatidae	0.0001	0.0001				0.0006	0.0002	0.0002	0.0002	0.0008	0.0001	0.0000	0.0000	0.0002	0.0003	0.0027	0.0019	0.0008	0.0000														
Sphaeriidae	0.0016	0.0047				0.0040	0.0018	0.0250	0.0001	0.0090	0.0005	0.0035	0.0007	0.0003	0.0006	0.0618	0.0080	0.0091	0.0348														
		Mytilidae		0.0001	0.0010	0.0001	0.0001	0.0000	0.0003	0.0003	0.0005	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0025	0.0005	0.0012	0.0008														
		Corbiculidae		0.0001	0.0016	0.0002	0.0001	0.0007	0.0000	0.0028	0.0013	0.0006	0.0007	0.0010	0.0000	0.0091	0.0012	0.0020	0.0058														
		n.l.		0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0000	0.0003	0.0000	0.0002	0.0001														
		Total		0.1116	0.1606	0.0720	0.0707	0.1007	0.0084	0.1703	0.0808	0.0353	0.0482	0.0714	0.0607	0.9991	0.0788	0.3263	0.5946														

al año 2012 excepto que el funcionamiento ripario fue deficiente.

En la E1, se hallaron 949 individuos distribuidos en 25 taxones (Tabla 5). Las familias *Cochliopidae*, *Aeglidae*, *Caenidae*, *Palaemonidae* y *Sphaeriidae* fueron las más abundantes (Tabla 5), representando el 66,5% de los individuos. El índice H promedio fue de 1,814 variando de 1,024 (en marzo 2012) a 2,200 (en julio 2012), con un Hmáx promedio de 2,157 y una H/Hmáx=0,841 (Tabla 6; Fig. 2). El e^H promedio fue de 6,510 variando de 2,784 (en marzo de 2012) a 9,025 (en julio 2012). El índice D tuvo un promedio de 0,783 y 1/D se mantuvo alrededor de 1 (Tabla 6). Respecto a los GFA, predominaron los CR (48,47%), seguido de T (29,71%), CF (14,12%),

2.295 (in September 2013), with an average Hmax of 2.530 and an H/Hmax=0.663 (Table 6; Fig. 2). The e^H average was 5.780 varying from 2.201 (in June 2013) to 9.924 (in September 2013); an important difference was seen between the number of taxa found and those that were effective. The D index had an average of 0.718 with 1/D that varied between 1 and 3, approximately (Fig. 6). With respect to the GF, the CR (73.25%) also predominated, followed by T (19.89%), CF (3.77%); R (1.55%) and D (1.53%). An increase in the CR was observed and a decline of the CF and T in the 2012-2013 period (Fig. 3). The ecosystemic attributes indicate a period where heterotrophic processes (P/R) prevail with a normal riparian functioning (MOPG/MOPF) in 2012 and one that was deficient in 2013;

D (6,53%) y R (1,16%). Se observó un incremento notable de los C-R y una disminución de los C-F y D del período 2012-2013 (Fig. 3). Los atributos ecosistémicos indicaron un período en dónde prevalecen procesos heterotróficos (P/R) con un funcionamiento ripario normal (MOPG/MOPF); baja estabilidad de los sustratos y con un equilibrio MOPF en suspensión y depositado (MOPFS/MOPFD) para 2012 y bajo MOPF en suspensión para 2013.

En la E2, se hallaron 3922 individuos distribuidos en 37 taxones. Las familias *Cochliopidae*, *Caenidae* y *Palaeomonidae* fueron las más abundantes (Tabla 5), representando el 75,9% de los individuos. El índice H promedio fue de 1,664 variando de 0,789 (en junio 2013) a 2,295 (en septiembre 2013), con un Hmáx promedio de 2,530 y una H/Hmáx=0,663 (Tabla 6; Fig. 2). El e^H promedio fue de 5,780 variando de 2,201 (en junio de 2013) a 9,924 (en septiembre 2013), hallándose una importante diferencia entre el número de taxones hallados y el efectivo. El índice D tuvo un promedio de 0,718 con 1/D que varió entre 1 y 3, aproximadamente (Fig. 6). Respecto a los GF, también predominaron los CR (73,25%), seguido de T (19,89%), CF (3,77%); R (1,55%) y D (1,53%). Se observó un incremento de los CR y una disminución de los CF y T del período 2012-2013 (Fig. 3). Los atributos ecosistémicos indicaron un período en dónde prevalecieron procesos heterotróficos (P/R) con un funcionamiento ripario normal (MOPG/MOPF) en 2012 y deficiente en 2013; baja estabilidad de los sustratos y con bajo MOPF en suspensión (MOPFS/MOPFD).

En la E3, se hallaron 7150 individuos distribuidos en 39 taxones. Las familias *Cochliopidae*, *Caenidae* y *Sphaeriidae* fueron las más abundantes (Tabla 5), representando el 67,3% de los individuos. El índice H promedio fue de 1,733 variando de 0,9843 (en marzo 2012) a 2,218 (en septiembre 2013), con un Hmáx promedio de 2,751 y una H/Hmáx=0,641 (Tabla 6; Fig. 2). El e^H promedio fue de 6,074 variando de 2,676 (en marzo de 2012) a 9,189 (en septiembre 2013), hallándose, al igual que en la estación 2, una importante diferencia entre el número de taxones hallados y el efectivo. El índice D tuvo un promedio de 0,721 con 1/D que varió entre 1 y 2, aproximadamente (Tabla 6). Respecto a los GF, también predominaron los CR (72,91%), seguido de T (11,92%), CF (7,06%); R (5,84%) y D (2,25%). Se observó un incremento de los CR y una disminución de los T del período 2012-2013 (Fig. 3). Los atributos ecosistémicos indicaron un período en don-

low stability in the substrata and with low MOPF in suspension (MOPFS/MOPFD).

In E3, 7150 individuals were found distributed in 39 taxa. The most abundant families were *Cochliopidae*, *Caenidae* and *Sphaeriidae* (Table 5), representing 67.3% of the individuals. The average H index was 1.733 varying from 0.9843 (in March 2012) to 2.218 (in September 2013), with an Hmax average of 2.751 and an H/Hmax=0.641 (Table 6; Fig. 2). The e^H average was 6.074 varying from 2.676 (in March 2012) to 9.189 (in September 2013), and found to be the same as in season 2, with a marked difference between the number of taxa found and those that were effective. The D index had an average of 0.721 with 1/D that varied between 1 and 2 approximately (Table 6). With respect to the GF, the CR (72.91%) also predominated, followed by T (11.92%), CF (7.06%); R (5.84%) and D (2.25%). An increase in the CR and decline of the T of the period 2012-2013 (Fig. 3) was observed. The ecosystemic attributes indicate a period where heterotrophic processes (P/R) prevail with a deficient riparian functioning; low stability of the substratum and low MOPF in suspension (MOPFS/MOPFD).

With respect to the indices of the applied water quality, the IBF and the BMWP indicate low water quality in the three sampling stations in both study periods (Table 6).

Riparian area quality

The study area presents vegetation corresponding to grasslands given to flooding with patches of espinal and river forest trees such as the Sauce (*S. babylonica*) and the Curupi (*Sapium haematospermum*), and bushes such as Chilca (*Baccharis latifolia*) and the Mimosa (*Mimosa sp.*). Semixerophilous forest species such as the Tala (*Celtis tala*), the Espinillo (*Vachellia caven*) and Molle (*Schinus longifolius*), were observed principally. Furthermore, the presence of exotic species was noted, such as: Chinaberry (*Melia azedarach*), Eucaliptus (*Eucalyptus sp.*) and Alamo (*Populus sp.*). In E1, the predominant landscape observed was espinal with sectors belonging to river forest. In this sector a high number of Alamos in the riverine area and some isolated Eucalyptus was seen. In E2 a change was observed compared with E1, with a landscape where grasslands predominate in an area given to flooding with sectors of river forests and patches of espinal. At this point the presence of Chinaberry trees was detected. In E3, wetland was observed to be predominant with an area given to continuous flooding and patches of river forest.

The ICR in E1 was 6, which determined that conditions present markedly decreased the buffering

Table 6. Values of S= number of taxa (N0 of Hill's Diversity); n ind= number of individuals; H'; H'max; H'/H'max; eH= effective number of taxa (N1 of Hill's Diversity); D; 1/D (N2 of Hill's Diversity); IBF and BMWP.

Tabla 6. Valores de S= número de taxones conocido como el N0 de diversidad de Hill; n ind= número de individuos; H'; H'max; H'/H'max; eH= número efectivo de taxones conocido como el N1 de diversidad de Hill; D; 1/D conocido como el N2 de diversidad de Hill; IBF y BMWP. Estos valores fueron calculados para cada estación y fecha de muestreo en el arroyo Santa Bárbara

	Fecha	S	n ind.	H	H máx	H/H máx	e ^H	D	1/D	IBF	BMWP
E1	31-03-12	4	22	1.024	1.386	0.739	2.784	0.566	1.766	6.33	3
	05-05-12	13	87	2.091	2.565	0.815	8.093	0.845	1.183	6.12	21
	29-05-12	9	56	1.766	2.197	0.804	5.847	0.788	1.270	6.33	10
	23-06-12	12	91	2.086	2.485	0.839	8.053	0.832	1.202	6.51	12
	21-07-12	18	276	2.200	2.890	0.761	9.025	0.857	1.167	7.08	24
	27-10-12	3	14	1.195	1.099	1.088	3.304	0.653	1.531	6.00	3
	13-04-13	13	148	1.758	2.565	0.685	5.801	0.752	1.330	6.23	27
	18-05-13	6	29	1.534	1.792	0.856	4.637	0.744	1.343	6.06	8
	22-06-13	12	136	2.102	2.485	0.846	8.183	0.843	1.187	6.62	24
	10-08-13	8	37	1.913	2.079	0.920	6.773	0.827	1.209	6.36	30
	28-09-13	11	36	2.162	2.398	0.902	8.688	0.852	1.174	6.83	21
	19-10-13	7	17	1.936	1.946	0.995	6.931	0.837	1.194	7.09	6
E2	31-03-12	7	619	1.155	1.946	0.594	3.174	0.630	1.587	6.10	10
	05-05-12	23	705	1.883	3.135	0.601	6.573	0.771	1.297	5.74	22
	29-05-12	12	310	1.539	2.485	0.619	4.660	0.683	1.465	6.99	17
	23-06-12	10	99	1.663	2.303	0.722	5.275	0.763	1.310	6.03	8
	21-07-12	14	175	1.728	2.639	0.655	5.629	0.714	1.400	6.38	10
	27-10-12	4	43	1.210	1.386	0.873	3.353	0.641	1.559	6.00	6
	13-04-13	23	445	2.041	3.135	0.651	7.698	0.802	1.248	6.77	44
	18-05-13	10	243	1.426	2.303	0.619	4.162	0.691	1.448	6.00	16
	22-06-13	12	489	0.789	2.485	0.317	2.201	0.322	3.102	6.22	25
	10-08-13	17	254	2.155	2.833	0.761	8.628	0.850	1.177	6.42	39
	28-09-13	15	294	2.295	2.708	0.847	9.924	0.881	1.135	6.76	27
	19-10-13	20	246	2.089	2.996	0.697	8.077	0.865	1.156	7.00	10
E3	31-03-12	10	699	0.984	2.303	0.427	2.676	0.498	2.009	6.01	17
	05-05-12	20	1033	1.021	2.996	0.341	2.776	0.434	2.303	5.87	20
	29-05-12	17	503	1.450	2.833	0.512	4.263	0.627	1.594	7.12	22
	23-06-12	19	658	2.082	2.944	0.707	8.020	0.834	1.199	6.78	30
	21-07-12	18	757	1.533	2.890	0.530	4.632	0.679	1.473	6.89	19
	27-10-12	6	20	1.805	1.792	1.007	6.080	0.820	1.220	6.70	8
	13-04-13	23	1454	1.717	3.135	0.548	5.568	0.667	1.499	6.25	68
	18-05-13	17	456	1.793	2.833	0.633	6.007	0.742	1.347	5.54	36
	22-06-13	15	407	2.109	2.708	0.779	8.240	0.839	1.192	6.77	38
	10-08-13	14	289	2.016	2.639	0.764	7.508	0.820	1.220	6.19	27
	28-09-13	20	528	2.218	2.996	0.740	9.189	0.852	1.173	6.32	47
	19-10-13	19	346	2.071	2.944	0.703	7.933	0.837	1.194	6.14	10

de prevalecen procesos heterotróficos (P/R) con un funcionamiento ripario deficiente; baja estabilidad de los sustratos y con bajo MOPF en suspensión (MOPFS/MOPFD).

Respecto a los índices de calidad de agua aplicados, tanto el IBF como BMWP indicaron baja calidad de agua en las tres estaciones de muestreo, así como en ambos períodos de estudio (Tabla 6).

Calidad de ribera

El área de estudio presenta una vegetación correspondiente a pastizales de área inundable con manchones de espinal y árboles del bosque fluvial como el sauce (*S. babylonica*) y el curupí (*Sapium haematospermum*), y arbustivas como la chilca (*Baccharis latifolia*) y la mimosa (*Mimosa sp.*). Se observaron especies de bosque semixerófilo como el tala (*Celtis tala*), el espinillo (*Vachellia caven*) y el molle (*Schinus longifolius*), principalmente. Además, se detectó la presencia de especies exóticas tales como: paraíso (*Melia azedarach*), eucalipto (*Eucalyptus sp.*) y álamo (*Populus sp.*). En E1, el paisaje predominante observado fue el espinal con sectores del bosque fluvial. En este sector, se observó un gran número de álamos sobre el área ribereña y algunos eucaliptos aislados. En E2, se observó un cambio respecto a la E1, con un paisaje predominante de pastizales de área inundable con sectores de bosque fluvial y manchones de espinal. Se detectó en este punto la presencia de paraísos. En E3, continuó la predominancia del pastizal de área inundable y se observaron manchones de bosque fluvial.

El ICR en E1 fue 6, lo que determinó que presenta condiciones que disminuyen sensiblemente la capacidad amortiguadora. En el caso de E2 y E3 el ICR dio 7, determinándose que presentan algún nivel de alteración pero que no afectan seriamente la capacidad amortiguadora, ni el mantenimiento de biodiversidad.

DISCUSIÓN

En este trabajo, se realizó un estudio integral de la microcuenca del arroyo Santa Bárbara a fin de obtener una caracterización exhaustiva de su comportamiento y de los posibles impactos de las actividades antrópicas. Se propuso utilizar y combinar herramientas provistas por los sistemas de información geográfica (SIG) y por los ensambles biológicos como los macroinvertebrados bentónicos, las riberas y los parámetros físico químicos de agua para realizar un diagnóstico, que sirva como base a la hora de tomar medidas de gestión ambiental para la cuenca media-baja de dicho arroyo.

In the case of E2 and E3 the ICR gave 7, determining thus that some level of alteration was present which, however, did not seriously affect the buffering capacity or the maintenance of biodiversity.

DISCUSSION

In this work, an integral study was made of the micro basin of the Santa Bárbara stream to obtain a complete characterisation of its behaviour and the possible impacts of anthropic activities. The use and combining of tools provided for the geographic information systems (GIS) and for the biological assemblages such as benthic macro-invertebrates, the riparian area and the physical chemical parameters of water to carry out a diagnosis which would be useful when taking measures for the environmental management of the lower middle basin of this stream.

With respect to the morphometric analysis of the basin, the methods proposed by Londoño-Arango (2001) and Gaspari *et al.* (2013) were decisive tools for the morphometric study of hydrographic basins even though they do not clearly reflect the characteristics of rivers of the Mesopotamian Pampas. This can be observed in the slope to the middle of the basin which is comparatively low with respect to rivers of high mountains even though this same basin is significantly high with respect to the relief properties of the Pampean region. On the other hand, the drainage of the principal channel is slow and this is directly related to the behaviour of the Gualeguaychú River. The worst possible scenario for the basin would be copious rainfall followed by southeasterlies that raise the level of the Gualeguaychú River, impeding the diminishing of the stream's flow.

In 2013, an increase was observed, with respect to 2012 in the NT values in the water owing to the possible predominance of livestock farming activity in agriculture unlike in 2012, where a predominance of cultivation over livestock farming was seen, according to field observations.

In the 2012 period, a year of higher rainfall than in the last ten years was registered and with this increase, the PT in the stream water rose. This can be due to the runoff process that drags particles and dissolved material with great speed owing to the loss of vegetal cover. Even if the biogeochemical cycle of the P has an important association with the sediment and the soil because these are associated with rocks (Odum, 1988), Vazquez (2002) indicates that in the Pampean region, the meteorisation contributions are scarce, of great fluctuation by atmospheric tracks (aeolian erosion)

Respecto al análisis morfométrico de la cuenca, los métodos propuestos de Londoño Arango (2001) y Gaspari *et al.* (2013) proporcionan herramientas para el estudio morfométrico de cuencas hidrográficas, aunque no reflejan con claridad las características de los ríos de la Pampa Mesopotámica. Esto puede observarse en que la pendiente media de la cuenca es comparativamente baja respecto a ríos de alta montaña, aunque significativamente alta respecto de las propiedades del relieve de la región pampeana. Por otro lado, el drenaje del cauce principal es lento y está directamente relacionado al comportamiento del río Gualeguaychú. El peor escenario posible para la cuenca es aquel en que se presenten precipitaciones copiosas seguidas de subidas que eleven el nivel del río Gualeguaychú e impidiendo la disminución del caudal del arroyo.

En el año 2013, se observó un incremento, respecto al año 2012, de los valores de NT en agua, debido a un posible predominio de la actividad ganadera sobre la agrícola a diferencia del año 2012, en donde se observó un predominio de la actividad agrícola sobre la ganadera según las observaciones de campo.

En el período 2012, se registró el año de mayores precipitaciones de la última década y, con este incremento, un aumento del PT en el agua del arroyo. Esto pudo deberse al proceso de escorrentía que arrastra partículas y material disuelto con gran velocidad debido a la pérdida de cobertura vegetal. Si bien el ciclo biogeoquímico del P tiene gran asociación con los sedimentos y el suelo debido a que proviene de las rocas (Odum, 1988), Vázquez (2002) indica que en la región pampeana los aportes por meteorización son escasos, de gran fluctuación por vía atmosférica (erosión eólica) y sumamente variables a causa de las sedimentaciones. La región pampeana se caracteriza por poseer contenidos variables de fósforo total en función de su material original (Vázquez, 1986; Morrás, 1996^{a,b}; Diez *et al.*, 2000) y la intensificación del uso del suelo han generado deficiencias de fósforo en los suelos (García, 2001) con cambios cuantitativos globales y cambios en las fracciones orgánicas e inorgánicas (Vázquez, 2002). La disponibilidad de P para el área de estudio fue reportada como baja respecto a la región pampeana general con un valor de <10 ppm (Darwich, 1983). Esto podría indicar que el PT detectado, principalmente en el período de intensas precipitaciones, podría provenir de las actividades agrícolas de la cuenca. Además, cuan-

and highly variable because of the sedimentation. The Pampean region is characterised for having variable contents of total phosphorus and this is in keeping with its original material (Vázquez, 1986; Morrás, 1996^{a,b}; Diez *et al.*, 2000) but the intensification of the use of the soil has generated deficiencies of phosphorus in soils (García, 2001) with quantitative global changes and changes in the organic and inorganic fractions (Vázquez, 2002). The availability of P in the study area was reported as being low with respect to the general Pampean region with a value of <10 ppm (Darwich, 1983). This could indicate that the detected PT, principally in the period of intense rainfall, could come from agricultural activities of the basin. Furthermore, when rainfall increases, the macro-invertebrates decrease in abundance as well as in taxa and this could be owing to a synergic effect between rains that generate the derivation of organisms and the entrance of contaminating drives.

On the other hand, the rainfall allows the entry of organic matter consisting of fine particles (MOPF) upon which the CR and CF feed (Uieda & Motta, 2007; Wantzen *et al.*, 2008; Tamaris-Turizo & Rodríguez-Barrios, 2015; Motta *et al.*, 2016). The group of collectors was most abundant and this can be owing to the availability of the food that enters the stream. Chará-Serna *et al.* (2010) and Rodríguez-Barrios *et al.* (2011) consider that even though this group is abundant, it seems to integrate small sized organisms and their ecological importance is not above other groups with less abundance but seem to contribute more biomass such as D and R. This coincides with what was observed in this study already; that the collectors were principally represented by *Cochliopidae* which is a small gasteropod; the T by the group *Malacostraca* and the D by Odonata, the latter being of a notable size. On the other hand, it is expected that the D have less abundance with respect to other GFA owing to the loss of efficiency in the transfer of energy in the trophic networks.

In the year 2013, the CR group increased with respect to the year 2012 with an important increase in relative abundance *Mollusca*, *Caenidae* and *Chironomidae*, thus indicating a change in agricultural and livestock activity. The family *Cochliopidae* presents a high adaptive potential (Paré da Rosa *et al.*, 2010), which allows for the use and availability of organic matter produced by the livestock that is near this stream. Meanwhile some family groups such as *Caenidae* were mentioned as tolerant of organic contamination (Pacheco *et al.*, 2012) but intolerant of agrochemicals (Solis, 2017).

do se incrementaron las precipitaciones, disminuyeron los macroinvertebrados tanto en abundancia como en taxones, esto puede deberse a un efecto sinérgico entre las precipitaciones que generan la deriva de los organismos y el ingreso de pulsos de contaminantes.

Por otro lado, las precipitaciones permiten el ingreso de materia orgánica particulada fina (MOPF) que permite alimentarse a los CR y CF (Uieda & Motta, 2007; Wantzen *et al.*, 2008; Tamarís-Turizo & Rodríguez-Barrios, 2015; Motta *et al.*, 2016). El grupo de colectores fue el más abundante y puede deberse a la disponibilidad de alimento que ingresa al arroyo. Chará-Serna *et al.* (2010) y Rodríguez-Barrios *et al.* (2011) plantean que, aunque este grupo sea abundante, suele estar integrado por organismos de pequeño tamaño y su importancia ecológica no supera a otros grupos con menos abundancia pero que suelen aportar mayor biomasa, como los D y R. Esto coincide con lo observado en este trabajo ya que los colectores estuvieron representados principalmente por *Cochliopidae* que es un pequeño gasterópodo; los T por el grupo *Malacostraca* y los D por Odonata, estos últimos de tamaños importantes. Por otro lado, es esperable que los D tengan menor abundancia respecto a otros GFA debido a la pérdida de eficiencia en transferencia de energía en las redes tróficas.

En el año 2013, el grupo CR se incrementó respecto al año 2012, con un importante incremento de la abundancia relativa de *Mollusca*, *Caenidae* y *Chironomidae*, pudiendo indicar un cambio de actividad de la agricultura a la ganadería. La familia *Cochliopidae* presenta un alto potencial adaptativo (Paré da Rosa *et al.*, 2010), lo que le permite aprovechar la disponibilidad de materia orgánica producida por la ganadería que se practica en este arroyo, mientras que algunos géneros de la familia *Caenidae* son mencionados como tolerantes a la contaminación orgánica (Pacheco *et al.*, 2012) pero poco tolerantes a los agroquímicos (Solís, 2017). Los *Chironomidae* estuvieron mayormente presentes en las E2 y E3, esto pudo deberse a que en la E1 la acción del ganado pastoreando reduce la disponibilidad de hábitat (Silver & Vamosi, 2012). Steiman *et al.* (2003), Chipps *et al.*, 2006 y Macchi (2017) mencionan que la reducción de la abundancia de *Chironomidae* a nivel de familia puede brindar valiosa información sobre el nivel de disturbio. Debido a estos cambios detectados entre períodos de estudio, es posible que la ganadería sea menos

The *Chironomidae* were very present in the E2 and E3, and this could be because in the E1, the action of the livestock in pasture reduces the availability of the habitat (Silver & Vamosi, 2012). Steiman *et al.* (2003), Chipps *et al.*, 2006 and Macchi (2017) claim that the reduction of the abundance of *Chironomidae* at family level can provide valuable information on the level of disturbance. Due to these changes detected between the periods of study, it is possible that the livestock be less harmful for the benthic macroinvertebrate assemblages than cultivation of crops due to the use of agrochemicals that have an impact on these assemblages (Ronco *et al.*, 2008; Demetrio, 2012). The direct effect however, of the intervention of livestock in the banks could generate indirect effects in the assemblages of macroinvertebrates for loss of habitat (Troitiño *et al.*, 2010; Feijoo *et al.*, 2010). The differences observed in the GFA between seasons, principally E1 and E2-E3, allow for the hypothesis that the study area behaves according to the River Continuum Concept (Vannote *et al.*, 1980). The characteristics of the E1 allow for greater presence of T that feed of the MOPF issuing principally from vascular plants. Furthermore, according to the ICR, E1 receives greater entries from outside and, along its riverine width, is less than E2-E3; this generates food in lower water (E2-E3) for the CR and CF. A declining water gradient below the T and a rising water gradient below the CR were observed. With respect to this, Cummins *et al.* (1973) demonstrated that the collectors that fed from the MOPF present high growth rates in the presence of T. It has been seen that the T are fundamental in the functioning of a hydric ecosystem of the low order.

When insecticides were applied in the Canadá, the T decreased and, along with this, the secondary productivity did too (Lugthart *et al.*, 1992). The hypothesis of the functioning of the study area as a River Continuum ought to be studied in greater depth. In this respect, Rodríguez-Barrios *et al.* (2011) show the importance of generating information that integrates elements of the structure of the communities and the function of these organisms in fluvial ecosystems.

With respect to water quality evaluated through the macro-invertebrates, the IBF as well as the BMWP indicate that the Santa Bárbara Stream has indications of seasonal contamination possibly due to the simultaneous action of anthropic activities and the runoff. Differences in the BMWP were seen in the year 2012 (class V- highly contaminated waters) and 2013 (class IV- very contaminated waters), and the best situation being found in class III- contaminated

nociva para los ensambles de macroinvertebrados bentónicos que la agricultura debido al uso de agroquímicos que genera impactos sobre estos (Ronco *et al.*, 2008; Demetrio, 2012); sin embargo, el efecto directo de la intervención de la ganadería en las riberas podría generar efectos indirectos en los ensambles de macroinvertebrados por pérdida de hábitat (Troitiño *et al.*, 2010; Feijoo *et al.*, 2010). Las diferencias observadas en los GFA entre estaciones, principalmente entre E1 y E2-E3, permite hipotetizar que el área de estudio se comporta según el concepto de río continuo (Vannote *et al.*, 1980). Las características de la E1 permiten la mayor presencia de T que se alimentan de MOPG proveniente, principalmente, de plantas vasculares. Además, según el ICR, E1 recibe mayores ingresos externos y su ancho ribereño es menor que las E2-E3. Esto generaría alimento disponible aguas abajo (E2-E3) para los CR y CF. Se observó un gradiente decreciente aguas debajo de los T y un gradiente creciente aguas abajo de los CR. Al respecto Cummins *et al.* (1973) demostraron que los colectores que se alimentan de MOPF presentan tasas de crecimiento altas en presencia de T. Se ha visto que los T son fundamentales en el funcionamiento de un ecosistema hídrico de bajo orden. Durante la aplicación de insecticidas en Canadá, los T decrecieron y junto con ellos la productividad secundaria (Lugthart *et al.*, 1992). La hipótesis del funcionamiento del área de estudio como río continuo debe ser estudiado en mayor profundidad. Al respecto, Rodríguez-Barrios *et al.* (2011) señalan la importancia de generar información que integre elementos de la estructura de las comunidades y la función de estos organismos en los ecosistemas fluviales.

Respecto a la calidad de agua evaluada por medio de los macroinvertebrados, tanto el IBF como el BMWP indicaron que el arroyo Santa Bárbara tiene indicios de contaminación estacional posiblemente debido a la acción simultánea de las actividades antrópicas y la escorrentía. Se hallaron diferencias en el BMWP en el año 2012 (clase V-aguas fuertemente contaminadas) y 2013 (clase IV-aguas muy contaminadas), siendo la mejor situación hallada la clase III- aguas contaminadas. Esta diferencia pudo haberse debido, principalmente, a que en el año 2013 se relevaron 3 familias del orden Trichoptera que incrementan el valor del BMWP. Respecto a las estaciones de muestreo, estos índices indicaron una menor calidad de agua en la E1 respecto de la E2 y E3. Sin embargo, estos índices al igual que

waters. This difference could have been due principally to, 3 families of the Trichoptera order that increased the value of the BMWP which stood out. With respect to the sampling seasons, these indices indicate lower water quality in E1 compared with E2 and E3. However, these indices as well as the Pampean indices do not contemplate the singularities of the mesopotamic Pampa, and the water quality can be underestimated in the case of the international indices and also overestimate them in the case of the Pampean indices, as mentioned by Crettaz-Minaglia *et al.* (2014) and Juárez *et al.* (2016).

To compare the sampling seasons, the study of the assemblages, through the index H' and Hill's diversity numbers, allow comparisons with what is expected according to the number of taxa and their abundance. Even though E1 is the season with greater modifications for the presence of bovine livestock, this presented a more homogeneous ensemble than E2 and E3 though with greater presence of families of medium tolerance to contamination. In these two seasons, there was a higher number of taxa and abundance but with very low $1/D$, *Cochliopidae* being the dominant family. Connell & Slatyer (1977) propose that the presence of periodic intermediate disturbances can increase the diversity of a place as it allows the coexistence of taxa that is tolerant and non-tolerant to contamination. The study area could be lower than this situation; however it is necessary to carry out further studies to evaluate this hypothesis.

On the other hand, the differences between the seasons could be associated with the riparian area quality as no differences were found in the physical-chemical parameters between the seasons. This allowed determine the importance of the riparian area of the Santa Bárbara Stream as strategic for the conservation of water quality, of the habitat for the macroinvertebrates and of the soil. In this sense, harmful practices in the exploitation of agriculture and livestock were observed; these generate negative impacts on water quality and increase the erosion risk of the soils of the riverbank. The riverside vegetation fulfils an essential role in the retention of contaminants. Studies carried out by FUSDA (2008), show that a riverside buffer zone of more than 7 m wide and planted with mixed grasses can retain up to a 23% of N and 34% of P while riverside areas of over 25 m wide and planted with rye grass, *Bluegrass* and *Fescue* (grasses), can retain up to a 92% of N and 89% of P. This demonstrates the importance of vegetation as much as the width of the riverside buffer zone (ZAR). While bearing

los índices pampeanos no contemplan las singularidades de la pampa mesopotámica, pudiendo subestimar la calidad del agua en el caso de los índices internacionales y sobrestimarla, en el caso de los índices pampeanos, tal como se menciona en Crettaz-Minaglia *et al.* (2014) y Juárez *et al.* (2016).

Para comparar las estaciones de muestreo, el estudio de los ensambles, a través del índice H' y los números de diversidad de Hill, permite compararlos con lo esperado según el número de taxones y su abundancia. Si bien E1 es la estación con mayores modificaciones por la presencia de ganado bovino, ésta presentó un ensamble más homogéneo que E2 y E3 pero con mayor presencia de familias de mediana tolerancia a la contaminación. En estas dos estaciones, hubo mayor número de taxones y abundancia pero con 1/D muy bajo, siendo *Cochliopidae* la familia dominante. Connell & Slatyer (1977) han propuesto que la presencia de disturbios intermedios periódicos puede aumentar la diversidad de un lugar, ya que permite la coexistencia de taxones tolerantes y no tolerantes a la contaminación. El área de estudio podría estar bajo esta situación, sin embargo, es necesario profundizar los estudios para evaluar esta hipótesis.

Por otro lado, las diferencias entre las estaciones podrían estar asociadas a la calidad de ribera, ya que no se hallaron diferencias en los parámetros físico-químicos entre las estaciones. Esto permite determinar la importancia de las riberas del arroyo Santa Bárbara como estratégicas para la conservación de la calidad del agua, del hábitat para los macroinvertebrados y del suelo. En este sentido, se observaron malas prácticas en la explotación agrícola-ganadera, que generan impactos negativos sobre la calidad del agua y aumentan el riesgo erosivo de los suelos de la ribera. La vegetación ribereña cumple un rol esencial en la retención de contaminantes. Estudios realizados por FUSDA (2008), demostraron que, una zona de amortiguación ribereña superior a los 7 m de ancho e implantada con gramíneas mixtas puede retener hasta un 23% de N y 34% de P, mientras que áreas ribereñas superiores a los 25 m de ancho e implantadas con raigrás, *Bluegrass* y *Fescue* (gramíneas), podían retener hasta un 92% de N y un 89% de P. Esto demuestra tanto la importancia que posee la vegetación como el ancho de la zona de amortiguación ribereña (ZAR). Teniendo en cuenta esto, se torna necesario preservar los servicios ecosistémicos que brinda la ribera, ya que es el área más sensible de la

this in mind, it becomes necessary to preserve the ecosystemic services that are provided by the Riverside as this is the most sensitive area of the basin for the loss of vegetation and the changes in the use of soils. In turn, the state of the Riverside has a direct impact on the quality and biodiversity of the water course for being considered buffer zones.

Despite the aptitude of the basin's soils being adequate for the development of agricultural livestock activity, the increase in average rainfall registered in the last 10 years can accelerate the deterioration of these owing to higher superficial runoff added to the reduction of the ZAR and soil vegetal cover.

Of the studies found on the management of hydrographic basins in the province of Entre Ríos made by Duarte *et al.* (2011) and Romero (2013), a profound study of the morphometric and hydrogeological characters of the basin of the Feliciano stream has been noted even though there is no study on the ecological water quality of the stream. In this respect, the present study proposes stressing the use of biological indicators as tools for the detection on the state of the stream, given that the physical-chemical analysis carried out showed indications of seasonal contamination through the increase of detected N and P. Moreover, the macro-invertebrates allowed for reflection not only on water quality but also the state of the stream as habitat for these organisms and the trophic functioning of the water course.

In this study it was observed that the basin of the Santa Bárbara Stream, and particularly, its water is found to be affected by the agricultural and livestock activity and that it would be important that environmental management measures be implemented so that the environmental quality of the stream be recovered and also to maintain the sustainable use of this resource.

CONCLUSIONS

The biological indicators show the presence of alterations in the state of the Santa Bárbara stream, possibly due to the agricultural livestock activity developed in the zone. On the other hand, the quality of the banks was seen to be affected principally due to the entry of livestock and machinery. Through this study of the biological assemblages and of the banks the relationship between the quality of the stream banks and the water quality was clarified. This demonstrates that the physical-chemical monitoring was not in itself a sufficient tool for the diagnosis of the hydric resources but that it is necessary to complement this with other tools as in the case of biological indicators

cuenca por la pérdida de vegetación y el cambio en el uso de los suelos. A su vez, el estado que posea la ribera tiene impacto directo sobre la calidad y biodiversidad del curso de agua por ser consideradas zonas de amortiguación o *buffer*.

A pesar de que la aptitud de los suelos de la cuenca es adecuada para el desarrollo de las actividades agrícola-ganaderas, el aumento de las precipitaciones promedio registrado en los últimos diez años, puede acelerar el deterioro de estos, debido a un mayor escurrimiento superficial sumado a la reducción de la ZAR y cobertura vegetal del suelo.

De los trabajos hallados sobre gestión de cuencas hidrográficas en la provincia de Entre Ríos realizados por Duarte *et al.* (2011) y Romero (2013), se observa un estudio profundo de las características morfométricas e hidrogeológicas de la cuenca del arroyo Feliciano, si bien ninguno realiza el estudio de la calidad ecológica del agua del arroyo. Al respecto, el presente estudio propone destacar el uso de los indicadores biológicos como herramientas para detección del estado del arroyo, ya que los análisis físico-químicos realizados mostraban indicios de contaminación estacional a través de los incrementos de N y P detectados. Asimismo, los macroinvertebrados permitieron reflejar no sólo la calidad del agua sino el estado del arroyo como hábitat de estos organismos y el funcionamiento trófico del curso de agua.

En este estudio, se observó que la cuenca del arroyo Santa Bárbara, en particular, su agua, se encuentra afectada por las actividades agrícola-ganaderas, por lo que sería importante que se implementen medidas de gestión ambiental con fin de recuperar la calidad ambiental del arroyo y mantener un uso sustentable del recurso.

CONCLUSIONES

Los indicadores biológicos indicaron la presencia de alteraciones en el estado del arroyo Santa Bárbara posiblemente debido a las actividades agrícola-ganaderas que se desarrollan en la zona. Por otra parte, la calidad de la ribera se vio afectada, principalmente, debido al ingreso de ganado y maquinarias. Mediante el estudio de los ensambles biológicos y de ribera se logró dilucidar una relación entre la calidad de la ribera y la calidad del agua. Esto demuestra que el monitoreo físico-químico no es, por sí solo, una herramienta suficiente para el diagnóstico de los recursos hídricos, sino que es necesario complementarlos con otras herra-

and also to be mindful of the anthropic activities that are carried out in the basin.

On the other hand, the identification of the geomorphological characteristics of the basin turned out to be a useful tool that allowed the projection of different scenarios in the behaviour of the micro basin and to complement studies on water quality.

It is important to underline that this study establishes a antecedent in relation to the knowledge on ecosystems of soft water in the basin of the Guauguaychú River, and even though the micro basin of the Santa Bárbara was specifically studied, it is possible that the approach and the information generated allows for a broadening of knowledge on other streams of the zone, within the basin of the El Gato stream which would enable the gathering of information on the quality of the water received by the Guauguaychú River as well as the functioning of the hydrological network. This serves as a base for the taking of environmental management measures that contribute to the conservation and sustainable use of the hydric resource, in this and in other micro basins of the tributaries of the Guauguaychú River.

Considering that the management of the micro basins is a fundamental tool for the improvement of water quality on the Guauguaychú River, it would be necessary to further the study of the same to arrive at the causes that generate its deterioration; the bringing into relief of a great number of the physical-chemical parameters would contribute much information on the contaminants in the stream and would allow the determining of the sources from which they generate.

ACKNOWLEDGEMENTS

To the students and professors of the IBGA Laboratory for their collaboration in the sampling carried out in the Santa Bárbara stream.

To the Universidad Autónoma de Entre Ríos for financing through PIDA-UADER "Estudio de la calidad de agua del arroyo Santa Bárbara –Study of the water quality of the Santa Bárbara stream– (Guauguaychú, Entre Ríos) with emphasis on the use of biological and physical chemical indicators" (Res.C.S.030/14) y PIDA-UADER "Desarrollo de un índice biótico integrado regional de calidad de agua utilizando macroinvertebrados bentónicos (propuesta) Development of a regional biotic index for water quality using benthic macro-invertebrates (proposal)" (Res.C.S.050/15) for the execution of this study and for the UADER research fellowships (Res. 1627/11 and Res. 210/14).

mientas como es el caso de los indicadores biológicos, así como también, tener en cuenta las actividades antrópicas que se realizan en la cuenca.

Por otro lado, la identificación de las características geomorfológicas de la cuenca resultaron ser una herramienta útil que permitieron proyectar los distintos escenarios en el comportamiento de la microcuenca y complementar los estudios de calidad de agua.

Es importante destacar que este estudio establece un antecedente en relación al conocimiento de los ecosistemas de agua dulce de la cuenca del río Gualeguaychú, y si bien fue específico de la microcuenca del arroyo Santa Bárbara, es posible que el abordaje y la información generada permitan un acercamiento al conocimiento de otros arroyos de la zona, dentro de la cuenca del arroyo El Gato, posibilitando conocer la calidad de agua que recibe el río Gualeguaychú así como el funcionamiento de la red hidrológica. Esto, sirve como base para la toma de medidas de gestión ambiental que contribuyan a la conservación y uso sustentable del recurso hídrico, tanto de esta como de otras microcuenas tributarias del río Gualeguaychú.

Considerando que la gestión de microcuencas es una herramienta fundamental para la mejora de la calidad de agua del río Gualeguaychú, sería necesario profundizar el estudio de ésta a fin de aproximar a las causas que generan su deterioro; el relevamiento de un mayor número de parámetros físico-químicos aportaría mayor información sobre los contaminantes que posee el arroyo y permitiría la determinación de sus fuentes de generación.

AGRADECIMIENTOS

A los alumnos y docentes que conforman el Laboratorio IBGA por su colaboración en los muestreos realizados en el arroyo Santa Bárbara.

A la Universidad Autónoma de Entre Ríos por el financiamiento otorgado a través del PIDA-UADER "Estudio de la calidad de agua del arroyo Santa Bárbara (Gualeguaychú, Entre Ríos) con énfasis en la utilización de indicadores biológicos y físico químicos" (Res.C.S.030/14) y PIDA-UADER "Desarrollo de un índice biótico integrado regional de calidad de agua utilizando macroinvertebrados bentónicos (propuesta)" (Res.C.S.050/15) para la ejecución de este trabajo y de las becas de iniciación a la investigación UADER (Res. 1627/11 y Res. 210/14).

BIBLIOGRAFÍA

- Allan, J.D. & M.M. Castillo. 2007. Stream ecology, structure and function of running waters. Chatman & Hall, Nueva York, Nueva York, EEUU.
- APHA-AWWA-WFF. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. 17ª ed. Díaz de Santos S.A. Madrid, España. 235 pp.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new Biological Water Quality Score System based on Macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. USEPA, Washington.
- Bilenca, D. & Minarro, F. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizales (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires. 353pp.
- Bouchard, R. W. 2004. *Guide to aquatic invertebrates of the upper midwest. Identification Manual for Students, Citizen Monitors and Aquatic Resource Professionals*. University of Minnesota, St. Paul, EE.UU. 208 pp
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 361-369.
- CEAMSE & INCOIV. 2012. Estudio de impacto ambiental. Proyecto de gestión integral de residuos sólidos urbanos en el municipio de Gualeguaychú, provincia de Entre Ríos.
- Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., Zúñiga, M. D. C., Pedraza, G. X., & Giraldo, L. P. 2010. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum*, 15(1); 27-36.
- Chippis, S. R., Hubbard, D. E., Werlin, K. B., Haugerud, N. J., Powell, K. A., Thompson, J. & Johnson, T. 2006. Association between wetland disturbance and biological attributes in floodplain wetlands. *Wetlands*, 26(2), 497-508.
- COHIFE. 2007. Plan Nacional Federal De Los Recursos Hídricos. CONAGUA, San Miguel de Tucumán.
- Crettaz-Minaglia, M. C., Juárez, R., Aguer, I., Borro, E., & Peruzzo, R. 2014. Aplicación de índices de calidad de agua en un arroyo pampeano utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (Gualeguaychú, Entre Ríos, Argentina). *Biología Acuática*, 30: 93 – 105.
- Collins, P., Williner, V. & Giri, F. 2004. Crustáceos decápodos del Litoral Fluvial Argentino. *Insugeo*, 12: 253-264.
- Connell, J. H. & Slatyer, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111: 1119-1144.
- Cummins, K. W., Petersen, R. C., Howard, F. O., Wuycheck, J. C., & Holt, V. I. (1973). The utilization of leaf litter by stream detritivores. *Ecology*, 54(2); 336-345.
- Cummins, K. W., Merritt, R. W., & Andrade, P. C. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(1); 69-89.
- Darrigran, G., Vilches, A., Legarralde, T. & Damborenea, C. 2007. Guía para el estudio de macroinvertebrados: I- Métodos de colecta y técnicas de fijación. *ProBiota*, FCNyM, UNLP. La Plata, Argentina. 86 pp. Darwich N. 1983. Niveles de P disponible en suelos pampeanos. IDIA 409-412: 1-5. INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Demetrio, P.M. 2012. Estudio de efectos biológicos de plaguicidas utilizados en cultivos de soja RR y evaluación de impactos adversos en ambientes acuáticos de agroecosistemas de la región pampeana. Facultad de Ciencias Exactas, UNLP, La Plata, Buenos Aires.
- Diez A; Zamuner E; Picone L. & Berardo A. 2000. Efecto de la aplicación de dosis única o fraccionada de fertilizante fosfatado sobre el fósforo del suelo. Actas XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, AACs., Mar del Plata, Buenos Aires.
- Domínguez, E., Hubbard, M.D. & Peters, W.L. 1992. Claves para ninfas y adultos de las familias y géneros de *Ephemeroptera* (Insecta) sudamericanos. *Biología Acuática*, 16.
- Domínguez, E. & Fernández, H.R. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. 1ª ed. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 656 pp.
- Dourojeanni, A., Jouravlev, A. & Chavez G. 2002. Gestión del agua a nivel cuencas: teoría y práctica. Naciones Unidas, CEPAL, División de Recursos Naturales e Infraestructura, Santiago de Chile, Serie 47: 83 pp.
- Dourojeanni, A. 2005. Gestión de cuencas hidrográficas y aprovechamiento sostenible de los recursos hídricos. Fecha de consulta: 20/11/2014. Disponible en: http://www.cepal.org/ilpes/noticias/paginas/1/35691/axel_dourojeanni_gestion_cuencas_y_girh.pdf
- Duarte, C. Díaz O.E.L., Zamanillo, E. A., Barredo, G., Romero, E. C. & Chajud, A. 2011. Gestión integrada de los recursos hídricos de la cuenca del arroyo Feliciano (Provincia de Entre Ríos, Argentina). Estudios de base. En Benavente Herrera, J. & Díaz, E. L (Eds). Estudios Hidrológicos, hidrogeológicos y ambientales como base de la gestión de los recursos hídricos. Buenos Aires, Argentina.: Grupo Argentino de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos(1ra ed. 85-177pp).
- Feijoó, C., Gantes, P., Giorgi, A., Rosso, J. J. & Zunino, E. 2010. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. VI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, Santa Rosa, Argentina. *Biología Acuática*, 27: 113 – 128.
- Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E., & PARRA, O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 76(2); 275-285.

- FUSDA. 2008. Medio ambiente y desarrollo: hacia un manejo sustentable del agua. *Revista Nueva Visión Socialdemócrata*, 21-27.
- García, F. 2001. Balance de fósforo en los suelos de la región pampeana. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, 9(1);, 3.
- Gaspari, J. F., Rodríguez Vagaría, A. M., Senisterra, G. E., Delgado, M. I. & Besteiro, S. I. 2013. Elementos metodológicos para manejo de cuencas hidrográficas. (1ra. Ed). La Plata: EDULP.
- Gómez-Marín, A. M., Naranjo-Fernández, D., Martínez, A. A., & Gallego Suárez, D. D. J. 2007. Calidad del agua en la parte alta de las Cuencas Juan Cojo y El Salado (Girardota-Antioquia, Colombia). *Revista Facultad Nacional de Agronomía-Medellín*, 60(1).
- Goyenola, G. 2007. Guía para la utilización de las valijas viajeras: oxígeno disuelto. Red MAPSA. Montevideo, Uruguay.
- Greathouse, E.A. & Pringle, C.M. 2006. Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 63(1): 134-152. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 134-152.
- Guerrero, E., Jacinto, G., & Coria, D. 2008. Redes técnicas y recursos hídricos en la ciudad de Tandil. El rol de las infraestructuras en la gestión de la cuenca del Langueyú. *Revista Espacios*. Venezuela.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. 4(1): 9 pp.
- Hill, M. O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2);, 427-432.
- Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *The North American Benthological Society*, 7(1): 65-68.
- INTA. 2005. Carta de suelos de la República Argentina, departamento Gualeguaychú, Entre Ríos.
- Juárez, R., Crettaz Minaglia, M. C., Aguer, I., Juárez, I., Gianello, D., Ávila, E., & Roldán, C. 2016. Aplicación de índices bióticos de calidad de agua en cuatro arroyos de la cuenca del río Gualeguaychú (Entre Ríos, Argentina). *Intropica*, 11: 35-46.
- Londoño Arango, C.H. 2001. Cuencas hidrográficas: bases conceptuales, caracterización, planificación y administración. Universidad de Tolima, Facultad de Ingeniería Forestal, Ibagué.
- Lugthart, G. J., & Wallace, J. B. (1992). Effects of disturbance on benthic functional structure and production in mountain streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 11(2);, 138-164.
- Macchi, P.A. 2017. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores ecológicos de cambios en el uso del suelo en mallines del sudoeste de la provincia de río negro. Tesis doctoral. FCNyM-UNLP.
- Manchado, J. C. 2010. La sustentabilidad en la agricultura pampeana: Valoración económica del balance de nutrientes para las principales actividades agropecuarias extensivas en la Región Centro Sur de la Provincia de Buenos Aires. XLI Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria. 17pp.-AAEA-6 al, 8.
- Morrás H. 1996 (a). Diferenciación de sedimentos superficiales en la región pampeana en base a los contenidos de fósforo y potasio. Acta VI Reunión Argentina de Sedimentología, p. 34 – 42pp. Bahía Blanca, Buenos Aires, 16-27 de mayo.
- Morrás H. 1996 (b). Influencias litológicas y climáticas en los contenidos de fósforo en los suelos pampeanos. XIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Acta de congreso. XIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, Comisión 2, trabajo 41(CD-Rom). Aguas de Lindoia, Brasil, 4-8 de agosto.
- Motta Díaz, Á., Ortega Corredor, L., Niño Fernández, Y., & Aranguren Riaño, N. 2016. Grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados acuáticos en un arroyo tropical (Colombia). *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 19(2);, 425-433.
- Odum, E. P. 1988. Ecología. In Ecología. Guanabara.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas: fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. *Ecología austral*, 18(3);, 337-346.
- Oscóz, J., Campos Sánchez-Bordona, F., & Escala, M. D. C. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, 25(3);, 683-692.
- Pacheco, J.P., Arocena, R., Chalar, G., García, P., González Piana, M., Fabián, D., Olivero, V. & Silva, M. 2012. Evaluación del estado trófico de arroyos de la cuenca de Paso Severino (Florida, Uruguay) mediante la utilización del índice biótico TSI-BI. *Augmdomus* 4: 80–91.
- Paparotti, O. & Gvozdenovich, J. (s.f.). Caracterización de zonas y subzonas de Entre Ríos, Red de Información Agropecuaria Pampeana. Centro Regional Entre Ríos.
- Paré da Rosa, L.P., Querol, E. & Koenemann, J.G. 2010. Aspectos ecológicos de Cochliopidae y Lithoglyphidae (Mollusca, Gastropoda) do arroio Felizador, Bacia do rio Uruguay medio, Pampa Brasileiro (Dados Parciais). *Biodiversidade Pampeana* 8(1): 7–13.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. & Fernández, H.R. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E. & Fernández, H.R (ed.). 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. 1ºed. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 631-654 pp.
- Ramírez, A. 2010. Odonata. *Revista Biología Tropical*, 58 (Suppl. 4): 97-136.
- Rodríguez-Barrios, J., Ospina-Tórres, R., & Turizo-Correa, R. 2011. Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59(4);, 1537-1552.
- Ronco, A., Carriquiriborde, P., Natale, G.S., Martín, M.L., Mugni, H. & Bonetto, C. 2008. Integrated approach for the assessment of biotech soybean pesticides impact on low order stream ecosystems of the Pampa-

- sic Region En: Chen, J. & Guô, C (Eds). 2008. *Ecosystem Ecology Research Trends*, Nova Publishers, 209-239 pp.
- Romero, E. C. 2013. Gestión integrada de los recursos hídricos y bosques nativos de la cuenca del arroyo Feliciano, Entre Ríos, Argentina.
- Ruiz de Galarreta, V. R., Noriega, R. B., Barranquero, R. S., Díaz, A. A., Rodríguez, C. I., & Miguel, R. E. 2010. Análisis integral del sistema hídrico, uso y gestión. Cuenca del arroyo Languetú, Tandil, Argentina. *Boletín Geológico y Minero*, 121(4); 343-356.
- Salvioli, M. L., Cipponeri, M., Colli, G. A., & Calvo, G. 2012. Relación entre usos del suelo y calidad del agua superficial en pequeñas cuencas urbanas. En: XXXIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Brasil.
- Sánchez, T., Escobar, R., Ramírez, S., Canedo, W., Gamarra, A. & Guzmán, Y. 2010. Evaluación de recursos hidroenergéticos. Lima: Soluciones Prácticas. Silver, C. A. & Vamosi, S. M. 2012. Macroinvertebrate community composition of temporary prairie wetlands: a preliminary test of the effect of rotational grazing. *Wetlands*, 32(1); 185-197.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. 1949. The Mathematical Theory of Communication. Univ. Illinois Press. Urbana. 125 pp.
- Solis, M.L. 2017. Impacto de agroquímicos en arroyos de cuencas rurales. Tesis doctoral. FCNyM-UNLP. Repositorio SEDICI.
- Steinman, A. D., Conklin, J., Bohlen, P. J. & Uzarski, D. G. 2003. Influence of cattle grazing and pasture land use on macroinvertebrate communities in freshwater wetlands. *Wetlands*, 23(4); 877-889.
- Pla, L. 2006. Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8); 583-590.
- Tamarís-Turizo, C. & Rodríguez-Barrios, J. 2015. Transport of organic matter across a tropical mountain stream of Sierra Nevada de Santa Marta (Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 20(3), 209-216. *Acta Biol. Col.* 20(3):209-216
- Troitiño, E., Costa, M. C., Ferrari, L. & Giorgi, A. 2010. La conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Azul, Argentina. Uieda, V. S., & Motta, R. L. 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(1); 15-30.
- Vázquez, M. E. 1986. Evolución estacional del fósforo extractable del suelo en agrosistemas de la Prov. de Bs As. *Rev. A.A.C.S.* 4 (1) : 7-14.
- Vázquez, M. 2002. Balance y fertilidad fosforada en suelos productivos de la región pampeana. *INPOFOS Informaciones Agronómicas*, (16:), 3-7.
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C. & Carreño, L. 2006. Situación ambiental en las ecorregiones pampa y campos y malezales. En: A. Brown, U. Martinez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Wantzen, K., Yule, C., Mathooko, J., Pringle, C. 2008. Organic Matter Processing in Tropical Streams. En: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical Stream Ecology*. Ed. Elsevier Science (USA). 43-64 pp.